



École Doctorale Sciences, Technologies et Santé

# THÈSE

*pour obtenir le grade de*

**Docteur de l'Université de La Réunion**

*présentée et soutenue publiquement par*

**François DUMOULIN**

*le 7 décembre 2016*

## **Évaluation environnementale d'un projet de symbiose industrielle territoriale**

Application à un projet de gestion territorialisée de résidus  
organiques valorisés en agriculture dans l'ouest de la Réunion

Jury

<b>Valérie LAFOREST</b>	Directrice de Recherche, Mines Saint-Étienne	Rapporteur
<b>Benoît GABRIELLE</b>	Professeur, INRA	Rapporteur
<b>Sabine HOUOT</b>	Directrice de Recherche, INRA	Examinatrice
<b>Guillaume JUNQUA</b>	Enseignant-chercheur HDR, Mines Alès	Examineur
<b>Jean-Marie PAILLAT</b>	Chercheur HDR, CIRAD	Directeur de thèse
<b>Tom WASSENAAR</b>	Chercheur, CIRAD	Co-encadrant de thèse
<b>Fabienne MULLER</b>	Ingénieur, Ademe	Membre invité



*“Les grands chemins qui tournoient entre des montagnes, deviennent peu à peu si unis et si commodes, à force d’être fréquentés, qu’il est beaucoup meilleur de les suivre que d’entreprendre d’aller plus droit, en grim pant au dessus des rochers, et descendant jusques au bas des précipices.”*

René Descartes, “Discours de la méthode”, IIe Partie.

*“Le seul véritable voyage [...] ce ne serait pas d’aller vers de nouveaux paysages, mais d’avoir d’autres yeux”*

Marcel Proust, “La prisonnière”.





# Avant propos

## Excuses disciplinaires

Issu d’une formation d’ingénieur, je ne suis ni écologue, ni agronome, ni économiste, ni géographe, ni anthropologue, ni sociologue, ni bio- ou géophysicien, ni même informaticien. Je propose pourtant ici des articulations et combinaisons entre ces disciplines.

Un travail de recherche est nécessairement orienté par le regard de celui qui le mène, épaulé par ses connaissances disciplinaires. Il me semble ainsi difficile d’exclure des lacunes disciplinaires, pour lesquelles je présente mes excuses pour mon —peut-être parfois, mais utile— extra-disciplinarité [164]. Sans les divers travaux préalablement menés dans ces disciplines il m’aurait été impossible d’aboutir à cette thèse.

L’avantage de n’être aucun en particulier m’a laissé libre de porter un certain degré d’interprétation, et une légèreté vis à vis de certaines disciplines, grandissant avec les ouvertures disciplinaires et l’épistémologie. Les œuvres de Edgar Morin [163] et Douglas Hofstadter [117], entre autres, ont assurément contribué, en ce sens, à cette entreprise.

## Interdisciplinarité et méthodologie

On m’avait prévenu dès le premier jour : “une thèse pluridisciplinaire c’est d’autant plus difficile qu’enrichissant”. On se sera bien gardé —serait-ce par méconnaissance, omission ou par intention ?— de m’en définir les tenants. J’en aurais au moins gagné, à l’avoir expérimenté, de pouvoir m’accorder aux propos de Claudine Blanchard-Laville [20] sur les difficultés *a priori* d’un processus de recherche co-disciplinaire.

Cette thèse est à la croisée de chemins entre différentes disciplines : sciences humaines, géographie, économie, quant à la conceptualisation ; génie des procédés, agronomie... quant à l’estimation de conséquences.

L’élaboration d’un dialogue méthodologique est plus facile à entrevoir qu’à mener dans les faits. Au delà des problématiques sémantiques interrogeant des chevauchements terminologiques (ex. processus, mécanisme, modèle... environnement !) la bibliographie est à la fois quasi inexistante et omnisciente, diffuse dans des rami-

fications très diverses et les recherches qu'on peut y mener sont sujet à perdition, l'encrage est conceptuel et pluriel.

Par endroits, des positionnements épistémologiques, bien que justifiés par ailleurs, ont laissé place à des paradigmes où la dogmatique peut prospérer. Mon séjour de recherche au CML au Pays-Bas, sous la direction de Reinout Heijungs et avec tous les riches échanges que j'ai pu y avoir, a joué un rôle certain dans ce processus, notamment pour mieux appréhender les fondements (et leurs justifications) de l'Analyse du cycle de vie.

Enfin, ce travail méthodologique et d'évaluation, à la fois inter- et pluridisciplinaire, n'aurait pu se faire sans le concours de travaux disciplinaires antérieurs, ni sans l'investissement des développeurs de logiciels libres que j'ai utilisés... Un peu comme on s'imaginerait difficilement lors d'une Diagonale des fous la traversée des cirques de la Réunion sans les tentatives "fourmiesques" des esclaves marrons entre ravines et pitons, pour arriver à dessiner les sentiers qui aujourd'hui les parcourent. Une autre analogie qu'on peut faire entre une thèse et le Grand raid de la Réunion, au delà de celle d'y avoir "survécu", est aussi de cet ordre.

## Une étape d'un voyage

Telle que je l'ai vécue et l'entends aujourd'hui, une thèse résulte bien d'une dialectique entre des observations et des inspirations et constructions personnelles ; le savoir et la connaissance sont construits et n'ont rien d'absolu [163].

L'idée de faire cette thèse provient d'une aspiration qui s'est renforcée, et dont je n'avais pas conscience à l'époque, pendant mes années de formation à l'Université de technologie de Troyes, entre études et engagements associatifs. Cette aspiration prend néanmoins sa source dans des racines plus profondes et personnelles. Une nécessité de protéger la nature pour tout ce qu'elle nous apporte et dont la recherche illustre une des caractéristiques inépuisables... une volonté de ne pas gaspiller, de réutiliser, de recycler... d'optimiser. Mon stage de fin d'étude d'ingénieur s'inscrivait dans ce sens : quelles pistes d'écoconceptions d'équipements ferroviaires.

S'en est suivi la préoccupation de la gestion de déchets sur des territoires, l'importance des dimensions sociales pour ce genre d'entreprise, la compréhension que le savoir n'existe pas dans l'absolu, qu'il est limité, qu'il se construit. Ces éléments, conjugués à l'opportunité de cette thèse, et bien que la "matière support" m'était peu commune, ont eu raison de mes préjugés sur le doctorat. C'est ainsi que j'ai fait le pas qui m'amène aujourd'hui à mettre un terme à une expérience, unique.

Je mesure la chance qui m'a été offerte, en tous points de vue, là où sous toutes ses formes elle s'est manifestée avant et pendant ces années de doctorat qui marquent un cap professionnel-personnel. Elles ont aussi permis de faire mûrir ma frustration, inconfortable et responsabilisante<sup>1</sup> mais intellectuellement stimulante.

Une évaluation, qui est l'interprétation d'une estimation, est nécessairement contextuelle. Aussi ce bout de chemin de vie m'amène aujourd'hui à me questionner sur la pertinence, non pas simplement de l'estimation, mais des contextes auxquels je destine ma (voire mes peut-être futures ?) contribution méthodologique, notamment

---

1. Au sens que le définit l'Alliance [194]

des échelles<sup>2</sup> et des acteurs (êtres vivants collectifs<sup>3</sup>) pivots auxquels je crois en une certaine pertinence pour des mutations vers une société plus sociale et circulaire.

## Et que leur reviennent enfin quelques mots...

À tous ceux qui produisent de leurs mains et leur tête les richesses qui m'ont permis de vivre confortablement mon quotidien et qui, sans qu'on leur ait demandé leur avis, ont participé au financement de mes recherches : je les en remercie chaleureusement et j'espère qu'ils y trouveront ma contribution en retour aux biens communs immatériels quelque peu intéressante. Parmi ces derniers, j'invite ceux qui se sentiraient frustrés à me contacter pour en discuter de manière intéressée autour de la boisson de rafraîchissement de leur choix.

Bien sûr, leur soutien financier indirect est passé par des établissements —Cirad, Ademe, Université de la Réunion...— dans lesquels des personnes ont œuvré pour faciliter la bonne tenue cette thèse. Ils sont plusieurs et travaillent à tous niveaux dont beaucoup dans “l'ombre” : qu'ils reçoivent toute ma reconnaissance!

Je tiens aussi à faire part de ma gratitude aux membres du jury qui ont accepté d'évaluer cette thèse : au delà de l'intérêt que vous m'avez manifesté, j'imagine le caractère laborieux que cette tâche a dû être.

Enfin,

Pour l'inspiration qu'ils m'ont apportée  
L'aspiration que seul je n'aurais trouvée  
Autant pour leurs chers conseils avisés  
Que tous ces moments qu'on a partagés  
Ces difficultés qu'on a surmontées...

Qu'ils se reconnaissent à n'en pas douter  
Au travers de ces quelques mots posés  
Et malgré d'autres formes envisagées  
Celle-ci me semblait plus appropriée  
Pour très chaleureusement vous remercier...

À vous qui si présents avez été  
À vous qui si loin m'aurez tant manqué

Ma chère famille, amis, collègues  
Camarades, des profondeurs aux sentiers  
Compagnons, de routes et de passions...

---

2. E.F.Schumacher [210] en décrivait les bases

3. Dont j'emprunte le concept à Pierre Calame [32]



# Table des matières

<b>Avant propos</b>	<b>v</b>
<b>1 Introduction : situation disciplinaire et problématique de recherche</b>	<b>1</b>
1.1 Symbiose industrielle . . . . .	1
1.2 Évaluation environnementale . . . . .	4
1.3 Problématique et démarche . . . . .	7
<b>I Cadre environnemental et méthode</b>	<b>9</b>
<b>2 Conception de l’environnement</b>	<b>13</b>
2.1 A polysemous and complex notion . . . . .	14
2.2 An inherent environment . . . . .	15
2.3 Contribution of social sciences . . . . .	15
2.4 Environment in industrial ecology . . . . .	17
2.5 Perception of consequences . . . . .	21
2.6 Anthropocentric viewpoint . . . . .	21
<b>3 Base logique de conséquences environnementales</b>	<b>23</b>
3.1 Epistemological basis . . . . .	24
3.2 An anthropocentric classification of environmental consequences . . . .	28
<b>4 Méthode d’évaluation environnementale</b>	<b>33</b>
4.1 Phase 1: identification of phenomena of interest . . . . .	36
4.2 Phase 2: designing indicators . . . . .	37
4.3 Phase 3: évaluation . . . . .	40
<b>Conclusion de la partie I</b>	<b>49</b>
<b>II Cas d’étude</b>	<b>53</b>
<b>Introduction de la partie II</b>	<b>55</b>

<b>5</b>	<b>Cas d'étude : le projet Girovar</b>	<b>57</b>
5.1	Contexte . . . . .	58
5.2	Promesse plausible . . . . .	58
5.3	Conception des circuits . . . . .	60
5.4	Description des scénarios . . . . .	60
5.5	Modélisation et simulation . . . . .	64
<b>6</b>	<b>Identification des phénomènes d'intérêts</b>	<b>75</b>
6.1	Identification of pressures . . . . .	76
6.2	Identification of plausible consequences on the Inhabitant environ- ment . . . . .	76
6.3	Identification of consequences on the Metabolic environment . . . . .	79
6.4	Identification of consequences on the Global environment . . . . .	80
<b>7</b>	<b>Conception des indicateurs</b>	<b>83</b>
7.1	Exposition à des nuisances olfactives . . . . .	84
7.2	Augmentation de nuisances sonores . . . . .	86
7.3	Pollution des produits maraîchers . . . . .	87
7.4	Pollution des eaux de consommation . . . . .	90
7.5	Impact visuel dans le paysage . . . . .	93
7.6	Fertilité du sol . . . . .	94
7.7	Transfert de "contaminants" du sol vers la plante . . . . .	96
7.8	Contribution au changement climatique . . . . .	97
7.9	Épuisement des ressources non renouvelables . . . . .	99
7.10	Conclusion . . . . .	102
<b>8</b>	<b>Analyse absolue du projet de SIT</b>	<b>105</b>
8.1	Conception du modèle de données . . . . .	106
8.2	Inventaire du modèle de données . . . . .	109
8.3	Estimation de l'impact climatique . . . . .	130
8.4	Conclusion . . . . .	135
<b>9</b>	<b>Analyse comparative du projet de SIT</b>	<b>137</b>
9.1	Conception du modèle de données . . . . .	138
9.2	Inventaire du modèle de données . . . . .	155
9.3	Estimation comparative de l'impact . . . . .	159
9.4	Conclusion . . . . .	159
	<b>Conclusion de la partie II</b>	<b>166</b>
<b>III</b>	<b>Discussion &amp; conclusions</b>	<b>171</b>
<b>10</b>	<b>Discussion</b>	<b>173</b>
10.1	Réponses méthodologiques apportées . . . . .	173
10.2	L'identification et la représentation des phénomènes environnementaux	180
10.3	Conception des indicateurs . . . . .	185

10.4 Estimation de la contribution au changement climatique . . . . .	188
<b>11 Limites de l'approche et de l'application</b>	<b>193</b>
11.1 Limites de l'application . . . . .	193
11.2 Pistes d'écoconception . . . . .	194
11.3 Perspectives d'application . . . . .	196
<b>12 Réflexions et perspectives</b>	<b>197</b>
12.1 Contributions scientifiques . . . . .	197
12.2 Perspectives . . . . .	198
<b>13 Conclusions</b>	<b>201</b>
 <b>Annexes</b>	 <b>207</b>
<b>A Étapes de la conception des circuits</b>	<b>207</b>
A.1 Diagnostic participatif . . . . .	207
A.2 Produits . . . . .	208
A.3 Circuits . . . . .	209
<b>B Informations complémentaires sur le modèle Uputuc</b>	<b>215</b>
<b>C Sorties modèle UPUTUC</b>	<b>219</b>
<b>D Phénomènes d'intérêts à indicateurs</b>	<b>223</b>
D.1 Porteurs d'enjeux . . . . .	223
D.2 Sélection des types d'indications et description d'indicateurs . . . . .	223
<b>E Profils de fertilisation dans le scénario optimal</b>	<b>225</b>
<b>F Bilans massiques pour l'analyse comparative</b>	<b>227</b>
<b>G Efficience radiative</b>	<b>229</b>
<b>H Données matières</b>	<b>231</b>
<b>I [Article] A framework for accurately informing facilitated regional industrial symbioses on environmental consequences</b>	<b>233</b>
Liste des abréviations	271
Liste des tableaux	274
Liste des figures	277
Bibliographie	279
Résumé & Summary	299





# Chapitre 1

## Introduction — Situation disciplinaire et problématique de recherche

### Sommaire

<b>1.1 Symbiose industrielle</b>	<b>1</b>
<b>1.2 Évaluation environnementale</b>	<b>4</b>
<b>1.3 Problématique et démarche</b>	<b>7</b>

## 1.1 Symbiose industrielle

### 1.1.1 Objectifs

L’usage efficiente de matières résiduelles devient essentiel lorsque les ressources se raréfient [8]. Afin de répondre à cette problématique, des stratégies à adopter sont plus effectives lorsqu’elles sont développées à des échelles systémiques, par exemple des territoires [31], plutôt qu’à un niveau individuel ou isolé [76].

Chertow [38] définit ainsi un des objectifs d’une **symbiose industrielle (SI)** “engageant des industries traditionnellement séparées dans une approche collective pour des avantages compétitifs, impliquant des échanges physiques de matériaux, d’énergie, d’eau et co-produits” L’un des moyens poursuivi par une **SI** est donc de modifier structurellement des échanges de flux et de matières entre acteurs. Plus récemment Lombardi *et al.* [144] proposaient, parmi d’autres objectifs au travers d’une **SI**, celui de “promouvoir l’éco-innovation” ; relevant ainsi la considération de l’environnement aux côtés de préoccupations économiques [23] qui d’une certaine manière et conjointement abordent celle plus générale de “durabilité”, laquelle constitue le cœur de préoccupation de l’écologie industrielle [67, 69]. Nous employons ici le sens premier de l’*industrial ecology*, lequel diffère de l’appropriation qui en est fait dans l’idée d’écologie industrielle, du moins en France (voir encadré 1).

## Encadré 1

## Description du champ de l'écologie industrielle

L'*industrial ecology*, considérée alors comme un concept, a émergé au États-Unis à la fin des années 1980, avec notamment avec la contribution de Frosch & Gallopoulos [93], constatant des conséquences néfastes d'innovations technologiques sur l'environnement. Au travers du concept d'*industrial ecology* les auteurs suggèrent que les processus de production intègrent une vision plus étendue des matières et processus de production qu'uniquement à travers des maximisations économiques, en considérant les problématiques environnementales qui y sont liées, et gagneraient en ce sens à fonctionner en créant des synergies, par analogie comme des écosystèmes naturelles recyclant des flux de manière intégrée [93, 74]. De ce concept, guide et fédérateur, s'y sont greffées deux approches (ou autrement formulé : l'*industrial ecology* a évoluée dans deux grandes directions [74]) : des approches relatives à l'organisation industrielle, la valorisation de co-produits (SI) ou l'étude analytique —dont notamment le métabolisme industriel [8]— ; et d'autres approches liées à l'évaluation de systèmes de production, dématérialisation, économie de service, dont l'**analyse du cycle de vie (ACV)** [121] constitue une méthode phare de ce qui a trait à la pensée cycle de vie.

Ces différents volets sont relayés dans le **Journal of Industrial Ecology** édité depuis la fin des années 1990 pour le compte de l'Université de Yale aux États-unis et sont également portés par l'**International Society for Industrial Ecology**. Ce qui est progressivement considéré comme un champ de recherche, le reste sous ces différents volets également en Europe du nord, notamment aux Pays-Bas au **CML** de l'Université de Leiden.

En France cependant (mais pas dans tous les pays francophones [75]) le concept d'écologie industrielle a été transposé essentiellement, et malgré certains travaux <sup>a</sup>, dans l'idée de l'organisation <sup>b</sup> qui est donc l'un des volets de l'*industrial ecology*. La cristallisation de l'**écologie industrielle et territoriale (EIT)** principalement autour du volet organisationnel [31] en est symptomatique.

L'écologie industrielle est ainsi conçue comme distincte —une thématique voisine et assimilée à l'idée de SI— d'outils d'analyse environnementale tels que l'**ACV** [75].

<sup>a</sup>. On peut citer notamment "Perspectives on Industrial Ecology" [27], édité par Suren Erkman et Dominique Bourg, alors professeur à l'Université de Technologie de Troyes ; et préfacé par Jacques Chirac, alors président de la République

<sup>b</sup>. D'aucuns parleront de "bouclage de flux" ou de "démarche d'écologie industrielle" [6, 31, 34, 181]

### 1.1.2 Environnemental, qualificatif supposé

Alors que l'évaluation environnementale de produits, notamment pour l'éco-conception qui vise à intégrer une "efficacité environnementale" dans la conception d'un produit, a fait l'objet d'intenses efforts de développement, la considération concrète de conséquences environnementales d'"éco-innovations" de SI reste très vaguement explorée. Récemment Martin *et al.* [150], mais déjà précédemment Chertow & Ashton [41] and Chertow [39], faisaient remarquer que "les relations symbiotiques sont supposées fournir des bénéfices environnementaux, bien que ces bénéfices ont rarement été attentivement mesurés", et Lombardi *et al.* [144] appelaient à questionner

cette hypothèse centrale des SI. À l’instar d’autres auteurs, Lehtoranta *et al.* [139] relèvent que la création spontanée de SI est souvent motivée par des considérations économiques plutôt qu’environnementales. L’étude bibliographique des “indicateurs de l’écologie industrielle” menée par ARPEGE [153] relevait en ce sens que “les impacts environnementaux sont [...] rarement pris en compte” dans l’analyse de SI. De manière symptomatique, dans le rapport du Third International Industrial Symbiosis Research Symposium [143], on relève principalement le mot *environnement* dans des noms d’organisations et de journaux scientifiques. Les autres occurrences jettent un flou sémantique sur le contenu, la nature de ce qu’il y a à évaluer, avec des termes non spécifiques tels que “*the environment*”, “*environmental impact*”, “*environmental burden*”, “*environmental pollution*”, et en lien avec le but des SI, à savoir la poursuite de bénéfices économiques et environnementaux. Résultant probablement de contextes particuliers, mais bien qu’aucune justification ne soit apportée, les “bénéfices environnementaux” considérés au travers de SI concernent principalement l’épuisement ou l’usage de “ressources”, le “changement climatique” ou la “consommation d’énergie”, des “émissions polluantes” et d’autres encore (voir par exemple [237, 130, 153, 180]).

La sélection de ces critères est généralement dépourvue d’une justification rigoureuse, reposant essentiellement sur des partis pris [55], suggérant l’absence de fondements épistémologiques.

Des conséquences autres que celles ciblées sont traitées, si toutefois considérées, comme “*externalities of symbiotic arrangements*” [39]. Lorsqu’au symposium précédemment cité un participant demandait “*what if economic [benefit] comes at the cost of the environment?*” il lui avait été répondu qu’une évaluation rigoureuse est susceptible d’identifier n’importe quel coût environnemental en amont [143]. Cependant aucune externalité ni coût approprié à évaluer ne font l’objet d’une méthode rigoureuse d’identification. Certaines méthodes décrivant bien cette problématique et cherchant à y répondre, reposent néanmoins explicitement sur des partis pris [55] apportant alors une réponse simplificatrice et suggérant donc l’absence de fondements épistémologiques à la sélection de ces externalités. Ce type d’approche, tel qu’entrepris en France avec le projet COMETHE [180], laisse entendre que l’on peut baser l’évaluation de SI sur des critères invariants.

Ces observations font apparaître le manque d’un cadre d’évaluation permettant de définir de manière pertinente l’“environnement” à considérer dans chaque cas particulier.

### 1.1.3 Facilitation de symbiose industrielle territoriale

L’étude d’initiatives de SI jusqu’à il y a peu se focalisait essentiellement sur certaines perspectives [22], de l’auto-organisation, spontanée, fortuite, versus *top-down*, des SI planifiées. Ces deux types contrastés d’approches [39] peuvent être vues comme les deux extrêmes d’un *continuum*. Paquin & Howard-Grenville [187, 188] suggèrent qu’une SI pouvait également être facilitée en constituant un juste milieu prometteur, où la facilitation aurait pour but d’outrepasser des barrières pré-identifiées pour l’incitation de SI [39, 102]. Ce que Paquin & Howard-Grenville désignent par *facilitated*

*regional industrial symbiosis (FRIS)*<sup>1</sup> peut être élaborée par des organisations, ou des individus (voir [188] et références contenues), légitimées par le réseau d’acteurs de la **SI** en devenir.

Il s’agit bien là de chercher un *niveau pertinent* permettant d’articuler une multiplicité d’unités de petites échelles, *intelligible* à l’échelle humaine [210], *représenté* au travers du *territoire* [32], et dont l’**EIT** est héritière [31, 35].

Paquin & Howard-Grenville présentent un processus de **symbiose industrielle territoriale (SIT)** facilité<sup>2</sup> par une équipe tiers, au travers d’une démarche que l’on pourrait qualifier de “catalysée” —plutôt que “dirigée”— [229]. L’équipe de R&D facilitatrice initie sa démarche en se basant sur la formulation d’une “promesse plausible” de bénéfices [60], laquelle est progressivement adaptée. Une telle démarche permet d’étendre le panel d’acteurs participants, et il revient aux acteurs de concourir à la conception de scénarios de **SI**, puis l’implémentation, dépendamment de leurs “modèles de décision” [24], lesquels incluent des dimensions environnementales, qu’il reste pour autant à clarifier.

La sélection des conséquences environnementales pertinentes, et donc intelligibles, à évaluer pour les acteurs, est donc particulièrement importante pour la facilitation de **SIT** [26], où les acteurs doivent être informés et confrontés, de manière *ex-ante*, aux conséquences des choix qu’ils entreprendraient : ici le choix d’intégrer la **SIT**.

## 1.2 Évaluation environnementale

### 1.2.1 Subjectivité

Dans le domaine de l’écologie industrielle<sup>3</sup> et la littérature relative aux **SI**, l’intégration de problématiques environnementales dans le processus décisionnel, quelque soit le contexte d’analyse ou opérationnel de la **SI** [152], est guidée au travers de méthodes d’évaluation normatives [23].

Parmi ces méthodes citons notamment l’**analyse de flux de matières (AFM)**<sup>4</sup> [150, 41, 123], l’**ACV** [149, 150, 152, 238] et l’*environmentally extended input-output analysis (EEIOA)* [152], laquelle est une application de l’**ACV**.

L’**AFM** adresse des flux qui rentrent et sortent —voire transitent— dans un système ; elle n’adresse pas d’impacts sur l’environnement en tant que tels [153, 162]. Quant à l’**ACV**, elle est notamment présentée comme outil d’évaluation environnementale “approfondie” de synergies, par exemple dans le cadre du projet COMETHE [180]. C’est une méthode standardisée et largement utilisée. Ses caractéristiques ne l’affranchissent pas cependant d’être fondée en partie sur des jugements de valeurs. À l’instar d’autres méthodes d’évaluation environnementale, l’**ACV** fonctionne grâce à —bien que pas seulement— des préférences et affirmations normatives [116, 68].

1. Que l’on peut traduire par “symbiose industrielle territoriale facilitée”.

2. Nous réserverons par la suite le terme de **SIT** facilitée dans les sections rédigées en français et **FRIS** dans les sections rédigées en anglais.

3. Rappelons ici que nous employons le terme dans son sens premier, anglophone ; cf. encadré 1.

4. Ou MFA, pour *Material flow analysis*.

Les affirmations normatives sont basées sur des préférences culturelles, d’usage, d’éthique. Les points de départ de méthodes de caractérisation d’impacts environnementaux sont ainsi basés sur des jugements normatifs qui cadrent les problématiques environnementales [103, 47, 104].

Étant donné la complexité des systèmes environnementaux mis en œuvre et les difficultés d’impliquer le raisonnement humain, buts contradictoires et conflits d’intérêts [116]; et bien que les acteurs d’une **SIT** peuvent définir les impacts environnementaux de différentes manières [23], les catégories d’impacts environnementaux sont traitées par les praticiens et nombre de chercheurs comme si elles étaient évidentes, et leurs ambiguïtés inhérentes sont ignorées [151]. Il en résulte qu’on se focalise sur comment, où et quand l’application d’outils et méthodes d’évaluation environnementale, notamment l’**ACV**, est appropriée [151]. Cela suggère, que dans une approche de facilitation de **SIT**, avant de se demander si telle ou telle problématique environnementale est rigoureusement traitée, il faut questionner quelles sont les problématiques environnementales à considérer dans le cadre du projet.

Des problématiques environnementales d’ordre général sont certes d’une grande importance, mais ne doivent pas délaissier la considération de problématiques qui ont du sens pour les acteurs [220]. Leurs points de vue, et concomitamment la pertinence sociale de phénomènes environnementaux d’intérêt, doivent être considérés avant d’identifier des indicateurs appropriés, c’est-à-dire les mesures ou éléments desquelles des conclusions sur des phénomènes d’intérêt peuvent être déduites [113]. En effet, les individus agissent dépendamment de leur perception d’impacts, plutôt que d’impacts en soi [23] et des phénomènes environnementaux liés à une **SIT** doivent correspondre aux “modèles de décision” des acteurs.

### 1.2.2 Approches participatives

Des chercheurs ont utilisé des approches pour identifier des critères environnementaux d’intérêt pour des acteurs —la cible à informer— de manière participative pour des projets industriels sectoriels. Par exemple, le projet EVAD est une illustration d’une telle approche, appliquée à l’aquaculture [202]; le projet AVIBIO concerne l’industrie avicole biologique [193]; d’autres dans des contextes forestiers [89].

Ces approches participatives identifient des indicateurs environnementaux qui ont du sens pour les acteurs, par rapport à leur représentation de l’environnement. Ces approches adressent des indicateurs de durabilité au regard de systèmes industriels, d’organisations existantes, mais ne garantissent pas de couvrir des conséquences liées à des changements structurels induits par la mise en œuvre d’une **SIT**.

En effet, dans ces démarches, en s’adressant à un secteur industriel particulier, les indicateurs d’évaluation environnementale (et phénomènes d’intérêt afférents) sont intimement liés à la fois à l’activité industrielle concernée et au “modèle de décision” des acteurs; alors qu’en l’absence d’un cadre exhaustif il est envisageable de faire face à une insuffisamment “globale” et exhaustive considération de conséquences environnementales.

La représentation de l’environnement liée à une échelle très localisée (ex. ferme, installation industrielle) ou d’un secteur industriel particulier, peut être difficile à transposer à un projet de **SIT** où, par définition, sont impliqués plusieurs secteurs

au travers de changements, non sur eux-mêmes, mais en interaction entre eux et à une échelle régionale.

### 1.2.3 Approche de modélisation

Modéliser est une démarche de représentation dont le but est de répondre à une question, laquelle, parmi d'autres, peut être celle de savoir quelles données collecter [73], puisque la théorie précède souvent la collection de données (*ibid.*). Par exemple, sans les recherches théoriques de Maxwell aboutissant aux équations portant son nom, enlevant la dichotomie de l'esprit entre électricité et magnétisme, il n'aurait pas été envisagé de mesurer expérimentalement la vitesse de la lumière qu'il permit de concevoir comme une onde électromagnétique.

L'**ACV**, au même titre que l'**AFM** à sa manière, suggère un paradigme de représentation d'un "système de produit", au travers de sa fonction, laquelle "sert de base pour déterminer deux éléments essentiels de l'**ACV** : l'**unité fonctionnelle (UF)** et les limites du système" [125], *a priori* de l'identification des phénomènes environnementaux, dont nous avons précédemment décrit l'intérêt. Sous le prisme de l'**ACV**, une **SIT** est observée au travers de plusieurs scénarios et aux diverses fonctions ou services rendus, desquels "il ne peut en rester qu'un"... les autres subissant le sort de la substitution [4].

L'**UF**, par la réduction d'un produit à sa fonction qu'il remplit au travers du cycle de sa vie, s'inscrit dans une démarche de "dématérialisation & économie de service" [74]. Cette vision d'un cycle de vie ne coïncide cependant pas avec la résultante d'un projet de **SIT**, laquelle correspond à des changements structurels dans les flux de matières et d'énergie sur un territoire.

Cette approche par l'**UF** rend hasardeuse la représentation des changements industriels induits dans le temps et par là même la temporalité des impacts environnementaux qui seraient à considérer. En effet, l'approche de modélisation par l'**ACV** est basée sur un nivellement temporel des processus, industriels et biophysiques, considérant le système de produit (par l'**UF**) invariant dans le temps, toutes choses égales par ailleurs [108].

Cette considération atemporelle justifie le paradigme de l'usage des facteurs de caractérisation en **ACV** et de manière générale toute la structuration linéaire de la méthode [224].

Pour représenter et analyser la mise en œuvre de **SI**, certains chercheurs ont recours à la modélisation et la **simulation orientée agents (SOA)** [52, 19]. Elle permet notamment d'outrepasser la représentation atemporelle de changements structurels de flux, qui peuvent être couplés à des modèles d'évaluation environnementale pour l'**ACV**. Or, dérivant du paradigme de modélisation par nivellation temporelle, certains de ces modèles d'évaluation sont basés sur des approches "statiques" quand d'autres sont basés sur des approches "dynamiques" [43], mais sont systématiquement conçus pour fournir des informations à état d'équilibre [206, 101, 233]. Leur usage, au travers notamment de **SOA** pour renseigner un inventaire temporel d'émissions, permet effectivement de s'exprimer sur des pulses, mais pas sur la temporalité des conséquences environnementales engendrées par les changements structurels (et leur effet cumulé)

sur plusieurs années.

### 1.3 Problématique et démarche

Dans les précédentes sections, nous avons introduit l'*objet thématique* de notre travail de recherche à savoir un *projet* de **SIT** facilité.

Nous avons vu que, dans un processus de facilitation, les informations issues du bilan environnemental devaient correspondre à la représentation de l'environnement de l'ensemble des acteurs ; une représentation commune permettant, de manière inclusive, de considérer des phénomènes environnementaux comme conséquences environnementales d'intérêt du projet de **SIT**.

Les méthodes et outils suggérés dans la littérature pour réaliser le bilan environnemental d'un projet de **SIT** ne permettent pas de concomitamment :

- considérer l'ambiguïté de l'environnement et l'intégrer dans une méthode participative ;
- proposer un cadre de définition de conséquences environnementales pour un projet territorial multi-sectoriel ;
- adresser les changements structurels induits par une **SIT**.

Ce constat nous amène à formuler la problématique suivante :

**Comment considérer et estimer les conséquences environnementales d'un projet de symbiose industrielle dans un contexte de facilitation territoriale ?**

Nous avons mis en évidence le manque de considération de l'ambiguïté relative à l'environnement et par conséquent un traitement partial —bien que considéré objectif— des conséquences environnementales dans un contexte industriel multi-acteurs et multi-sectoriel. Nous formulons l'hypothèse que ceci provient d'une conception inadaptée de l'environnement et qu'il serait alors nécessaire d'identifier une conception plus appropriée à ce genre de contexte de facilitation territoriale.

Nous essaierons donc de comprendre les limites pratiques et épistémologiques actuelles de la manière dont est conçu l'environnement en écologie industrielle<sup>5</sup>, au travers de différentes méthodes, afin de proposer une approche conceptuelle la plus appropriée possible pour une **SIT** (chapitre 2).

À partir de cette approche conceptuelle et empruntant des concepts à différentes disciplines qui ont trait aux relations intrinsèques entre entités anthropiques et environnement, nous élaborerons une "base logique" permettant de projeter conceptuellement l'idée de *conséquences environnementales* d'un projet de **SIT** dans un contexte participatif (chapitre 3).

Dans ce contexte, l'identification de problématiques environnementales étant préalables, il est alors nécessaire de vérifier qu'il est possible de considérer les conséquences environnementales *a priori* d'une description exhaustive des changements industriels ; autrement dit que la sélection des éléments du système industriel, sources de pressions, dépend des conséquences environnementales envisagées du projet de **SIT**.

Nous présenterons alors une méthode (chapitre 4) consistant à :

5. Toujours dans sa définition première ; anglo-saxonne



1. identifier les phénomènes environnementaux d'intérêt, comme conséquences environnementales pertinentes pour une **SIT** ;
2. concevoir des indicateurs afférents à ces phénomènes environnementaux préalablement identifiés ;
3. estimer les conséquences environnementales, en employant ces indicateurs.

Nous formulons également l'hypothèse qu'une évaluation approfondie de l'efficacité environnementale d'un projet de **SIT** peut être envisagée outre le paradigme de la fonctionnalité, qui est par ailleurs approprié pour les systèmes de produit, mais limite la considération temporelle et spatiale des changements structurels opérés. La vérification de cette hypothèse nécessite dans un premier temps d'identifier un nouveau cadre méthodologique permettant d'adresser les changements structurels induits par une **SIT** (section 4.3).

L'application de ces propositions méthodologiques sera illustrée dans la partie **II** en adressant l'évaluation environnementale d'un projet de gestion intégrée de résidus organiques valorisés en agriculture à la Réunion (projet **GIROVAR**).

Le chapitre 5 présentera ce cas d'étude ; les chapitres 6 et 7 présenteront respectivement l'application de la première et la deuxième phase de la méthode, à savoir l'identification de phénomènes environnementaux d'intérêt menée dans le cadre du projet **GIROVAR** et la déclinaison de ces phénomènes d'intérêt en indicateurs ; enfin les chapitres 8 et 9 focaliseront l'estimation de conséquences environnementales sur la contribution au réchauffement climatique.



Première partie

Cadre environnemental et  
méthode d'application



# Introduction

Nous avons mis en évidence dans le chapitre introductif le manque d'un cadre d'évaluation environnementale dans le cadre de facilitation de projets de symbiose industrielle territoriale (SIT) facilitées. Nous avons vu qu'un tel cadre d'évaluation doit permettre de résoudre d'une certaine manière l'ambiguïté autour de l'environnement à considérer dans le cas d'une SIT, et permettant alors d'identifier des phénomènes environnementaux d'intérêt et points de départ de l'évaluation environnementale du projet.

Afin de lever, ou plutôt d'accompagner cette ambiguïté, dans le chapitre 2 nous chercherons à décrire des limites épistémologiques à la conception de l'environnement en écologie industrielle<sup>6</sup>. Cette recherche nous permettra d'identifier une approche de conception anthropocentrée de l'environnement, *a priori* plus pertinente pour considérer la perception des acteurs.

Partant de cette conception, dans le chapitre 3 nous chercherons à identifier des éléments clés d'une base logique d'une représentation conceptuelle commune de conséquences environnementales, à considérer dans le cadre d'une SIT.

Nous présentons dans le chapitre 4 une méthode permettant de considérer les conséquences environnementales *ex-ante* dans le cadre de facilitation d'une SIT.

Le chapitre 2 est repris de Dumoulin, F. and T. Wassenaar. 2014. *Environment in Industrial Ecology, Grasping a Complex Notion for Enhancing Industrial Synergies at territorial Scales*. *Sustainability* 6(9): 6267–6277.

Le chapitre 3 est repris de Dumoulin et al. 2016. *A framework for accurately informing facilitated regional industrial symbioses on environmental consequences*. *Journal of Industrial Ecology*. (annexe I) —section originale *Epistemological basis*.

Le chapitre 4 est partiellement repris de Dumoulin et al. 2016. —section originale *Environmental assessment method*— jusqu'à la section 4.2.2, à partir de laquelle nous décrivons des éléments supplémentaires et utilisés par la suite.

---

6. Nous rappelons que nous employons ici *écologie industrielle* dans son sens premier, anglo-saxon



# Chapitre 2

## Conception de l'environnement

### Sommaire

<b>2.1 A polysemous and complex notion</b>	<b>14</b>
<b>2.2 An inherent environment</b>	<b>15</b>
<b>2.3 Contribution of social sciences</b>	<b>15</b>
<b>2.4 Environment in industrial ecology</b>	<b>17</b>
<b>2.5 Perception of consequences</b>	<b>21</b>
<b>2.6 Anthropocentric viewpoint</b>	<b>21</b>

**Résumé** — Quels sont les indicateurs environnementaux les plus pertinents et comment les rendre disponibles pour l'aide à la décision sont des problématiques actuelles récurrentes. Certains cherchent à accroître leur efficience au moyen de méthodes telles que l'agrégation ou la pondération. Plus fondamentalement, dans ce chapitre nous questionnons comment la notion d'environnement est appréhendée en écologie industrielle.

À partir d'une recherche multidisciplinaire, nous identifions qu'en écologie industrielle les problématiques environnementales sont basées sur une conception hybride qui hérite à la fois des aspects issus d'approches technocentrique et biocentrique de l'environnement.

Alors qu'une telle conception peut être scientifiquement pertinente, cette hybridation a pour conséquence que les phénomènes qu'elle invite à considérer se diversifient par l'inclusion de problématiques et se complexifient par l'inclusion de mécanismes techniquement possibles à considérer.

Ce processus de complexification est indépendant de la perception des acteurs de leur environnement avec laquelle elle ne peut que vaguement coïncider. Par ailleurs, alors que sociologues et économistes suggèrent que la perception de conséquences d'actions individuelles —dont la temporalité est un élément cristallisant— est essentielle dans le processus de décision, il nous semble dès lors pertinent que, dans des contextes de réseaux géographiquement limités d'acteurs (sociaux) impliqués dans l'élaboration d'une symbiose industrielle, les questions environnementales puissent être posées du point de vue des acteurs, au travers d'une conception anthropocentrée de l'environnement, c'est à dire en reconsidérant de manière centrale la relation objet-à-sujet.

## Introduction

In industrial ecology, namely the field of study focusing on the relations between industrial systems and their environments, an increasing amount of indicators and methods are proposed in order to assess consequences of those industrial systems on the environment [215]. However policy-makers may encounter difficulties grasping the tangibility and meaning of such a wide range of indicators (*ibid.*) Is that because the environment is too complex to be understood by actors? Or rather the environmental indications (via indicators) do not meet the actors' representation of the environment? When *ex-ante* environmental indications are supposed to serve decision-making processes, policy-makers are required to understand such indications. In this chapter we decrypt the current epistemological basis of the environmental issue in industrial ecology and bring out a conceptual approach so that it meets requirements of networks of social actors.

### 2.1 Environment is a polysemous and complex notion

Neither *environment*, nor *nature*, are absolute notions. According to Descola [57], the notion of nature does not make sense in some societies. He revealed the Achuar Indians, living in equatorial Amazon, consider they have family relationship with some plants and animals. This conception is completely different than the dualistic conception *nature–society*, that inherits Christian societies (*ibid.*).

Even in modern societies, there is no consensus on a single definition of environment. According to Theys [221] one can encounter at least three distinct conceptions of the environment:

1. objective and biocentric, i.e. a nature to be protected,
2. subjective and anthropocentric, i.e. a system of relations between humans and their surroundings,
3. technocentric, as a list of limits and problems.

Those different conceptions of environment are conceivable, indeed, because *environment* is not an object *per se*, but refers to the relation *object-subject* (*ibid.*). These *subject* and *object* can differ and the relation *object-subject*, that is the *environment*, can constitute several perspectives, in substance and in time. In certain decision-making contexts, this can lead to facing different environmental perspectives, leading to different environmental indications. Yet everyone does not share the same conception of the environment and policy-makers may encounter difficulties to grasp the meaning of environmental indications (via indicators) [215]. In addition, although environmental indications can be scientifically relevant, some may be perceived as biased or irrelevant by actors [220]. As a result, when looking at a plan or a program, European Commission stated [77] there is no standard set of environmental criteria to be assessed.

## 2.2 Environment is inherent in industrial ecology

Industrial ecology is both a multi-disciplinary and recent field of study. There are some who strove to define it. Among the firsts, Robert White<sup>1</sup> suggested it refers to “the study of the flows of materials and energy in industrial and consumer activities, of the effect of these flows on the environment, and of the influences of economic, political, regulatory, and social factors on the flow, use and transformation of resources”. Likewise, Seager & Theis formulated an interesting proposition, defining Industrial Ecology “as a field of study (or branch of science) concerned with the interrelationships of human industrial systems and their environments” [211]. More recently, Boons and Howard-Greville, recognizing as normal that a developing scientific field is varying in perspective and method, proposed their own definition of Industrial Ecology as “the study of the material and energy flows resulting from human activities. This study provides the basis for developing approaches to close cycles in such a way that ecological impact of these activities is minimized” [23].

One can admit that the field of Industrial Ecology is evolving, even turning into a multifaceted field [10]. However, environmental concern is an inherent aspect of the field. In spite of the fact that the concepts of Industrial Ecology were already discussed some decades before the term appeared in literature in the early 1990s [76], the field emerged, notably after the publication of *Strategies for Manufacturing* by Frosch & Gallopoulos [93]. The authors highlighted that the “traditional model of industrial activities”, that are organized in linear supply-chains without recycling process, generates collateral consequences, such as ozone destruction, global warming and even the death of people. Frosch & Gallopoulos (*ibid.*) called for more efficient and integrated models in order to “reduce the impact of industry on the environment”. According to Bourg [28], Industrial ecology even became an important field “precisely because anthropogenic energy and material flows cause unfavourable *environmental change*”. This redundant aspect is thus the core of the field of Industrial ecology.

## 2.3 Contribution of social sciences in Industrial ecology

At its beginning, Industrial Ecology was the cup of tea of economists and engineers, such as Robert U. Ayres, Robert Frosch, Nicholas Gallopoulos. The “study of flows of materials and energy in industrial activities”, according to White [235], seems to implicate human actors only indirectly. As highlighted by Boons [23], industrial ecology benefited mostly from contributions with technological and scientific emphasis. In fact, if the main issue is *how* flows are evolving without considering *why*, the actors’ contributions remain inevitably secondary [70]. But the idea that acquiring information would systematically lead to its application, was not verified by social science based research [23]. According to Boons & Howard-Greville [23], realizing industrial synergies requires considering the social context in which the synergies are supposed to occur. The consideration of social sciences in industrial

---

1. R.White, The Greening of Industrial Ecosystems, 1994, cited by Ehrenfeld [69, p. 258]

ecology emerged, notably in France where the *Écologie industrielle et territoriale* (see box 2) has come to dominate [10]. Figure 2.1 illustrates a schematic representation of the four representations of industrial ecology such as proposed by Bahers [10].

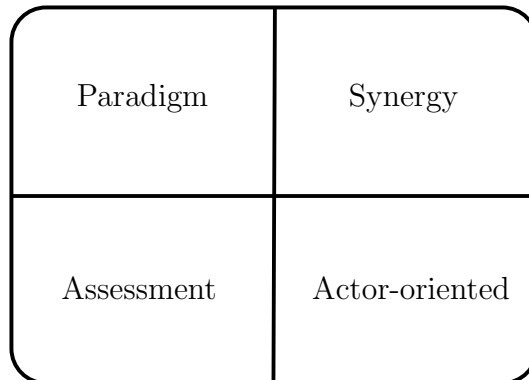


Figure 2.1 – Fourfold viewpoint of Industrial Ecology, according to Bahers [10]. The paradigm part refers to a call to change linear industrial systems, towards more closed-loop ecosystems. Synergy refers to the operationalization of the paradigm, that one calls industrial-symbiosis through closed-loops of matter and energy. Assessment refers to the quantification of industrial activities. Under this label, we encompass analysis of materials and products throughout their life-cycle. The fourth part, named actor-oriented, calls another interdisciplinary field that includes social sciences into the study of industrial synergies.

#### Box 2

##### Tentative of translation of *Écologie industrielle et territoriale*

The *écologie industrielle et territoriale* appeared in France in early 2000s [11]. It comes from a rapprochement notably between industrial ecologists and (social) geographers [158]. The latter associate the term *territoire* to a geographical area inseparable from its inhabitants [137]. This association comes from ethologists that assimilated territorial behaviour of species to a territory (*ibid.*). In English, the term territory is mainly used to refer to political subdivisions of land. However, as industrial ecologists, we could refer to the ecologists' vocabulary. According to Encyclopædia Britannica [71], a territory (in ecology) is likewise defined through a group which exhibits a territorial behavior. On that basis, we think that the description of Boons and Howard-Grenville [23] under the label “industrial ecologies that are geographically bounded network of social actors” could fit with the term *Territorial Industrial Ecology*.

Chertow & Ashton [40] highlighted that indeed, industrial symbiosis does not take place when social issues are not appropriated. In fact, through industrial synergies, one can hypothesize that actors seek to enhance their situations or solve common problems (*ibid.*). We meet such kind of approach in the collective actions theories [92]. Thus in certain way industrial-symbiosis are kind of *collective actions* [14] in which actors seek to enhance their situation, to solve common purposes. Chertow and Ashton (*loc. cit.*) concluded that “those forms of collective action cannot be engaged without interaction and development and strengthening of trust” that emerges from the sharing of values [14].



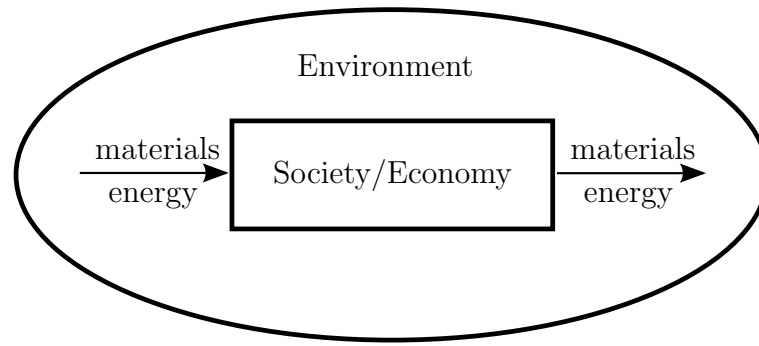


Figure 2.2 – Schematic representation “The economy/environment system”, according to [80]

To summarize, in order to facilitate industrial symbiosis, actors must share a common basis of values. As the environment is inherent in industrial ecology, these common values should concern environmental values as well. However, we saw previously that the environment is a complex notion that can be understood in different ways. For industrial ecology to effectively induce industrial symbiosis it is therefore essential that the underlying research and its reporting respect the (regionally) prevalent perceptions.

## 2.4 Use of the notion of environment in industrial ecology

As we saw previously, environmental concerns occupy a central position in industrial ecology. However, the conceptual object *environment* is to the best of our knowledge never presented nor discussed, as if it was obvious. Bearing in mind that environment is a well-defined notion, one may ask “What is the environment considered in Industrial ecology?”.

In fact, when *environment* is mentioned in industrial ecology, it is by means of an intermediate such as *impact* or *changes*, and one refers to *nature*, *biosphere*, *ecosystems* or even *resources*. Indeed, as we saw above, the environment constitutes an object of research in itself, although it is not part of the field of industrial ecology as such. In the following we will strive to unravel how the notion of environment is appropriated in industrial ecology, through the most common tools, that are **material flow analysis (MFA)** [80] and **life cycle assessment (LCA)** of products [119]. In industrial ecology we study the functioning of industrial system and their interaction with the environment. *Environment* is then systematically explicitly mentioned, and one refers to it by means of:

- flows of matter and energy that quit industrial systems and are exchanged with the environment,
- and impacts on the environment.

The former is pretty much used in the context of **MFA** for instance (figure 2.2), while the latter is used in the context of **LCA**.

In the first approach, the subject of study is the square and the input and

output arrows, but not the environment as such. In the second approach, that is *impacts on the environment*, the *environment* should *a fortiori* be more explicitly defined. Indeed, it is not out of the scope of study, but it is part of what is to be assessed. In order to grasp how the notion is used, let us make a retrospective of the epistemological basis of *life cycle impact assessment (LCIA)*.

When we have a look at products or services through their life-cycle, the flows of matter and energy linked to the life-cycle stages are likely to occur, in a global market, at anytime and anywhere [108]. Thus, resulting environmental changes engendered by industrial activities, potentially occur anywhere at any time and at different scales as well. These industrial and environmental characteristics, somehow, have to be treated by tools for environmental assessment, among which *LCA* is up to now a framework of reference.

The *LCA* framework was built in a way that its scope covers environmental changes “at all scale levels, including the local scale” [110]. It was said, however, that environmental impacts potentially occurring at local scales would be well treated by other analytical tools. Indeed, the way chosen to develop the *impact categories* was to start with global categories, and then to go down in scale, up to the lower scale (*ibid.*). The concept of *area of protection (AOP)* was created for that purpose (*ibid.*). This concept refers to “entities that we want to protect” [78] and are mainly: human health, natural environment and natural resources [78, 191]. The *environmental impacts* and *damages*, or mid- and endpoints, are a web of interconnected characterization model (figure 2.3).

In the above sketched representation, most impact categories proposed refer to limits and problems, such as human health (DALY: disability-adjusted life years), damage to biodiversity (EINES: expected increase in the number of extinct species). Since *LCA* is designed for environmental assessment of products, practitioners may be willing to compare across impact categories, prioritizing among the indications, in order to choose the best alternative. To do that, the *LCIA* do not count only on natural sciences, but the pathways are based on social sciences and economics as well [191]. All those points are clear characteristics of a *technocentric environment* as described by Theys [221].

Although the *LCIA* method focuses on limits and problems, it is partly based on an objective conception of the environment. According to Theys (*ibid.*), a noticeable characteristic of such an approach is that it is difficult to determine how far the environmental mechanisms should be assessed. Those limits, indeed, are not obvious at all; for instance the second version of the LIME methodology has got five *impact categories* and three *category endpoints* more than the previous version<sup>2</sup>. However, this new version of the method does not suggest other “Safeguard subject” (also named *AOP* in the previous version); the environmental endpoints remain the same. Instead, new environmental mechanisms complete the whole system.

This enhancement is not a technocentric feature, but a path towards a more objective estimation. In addition, a biocentric approach leads to question the scales of time and space that are the most relevant to be assessed. Actually these issues were questioned within the community working on *LCA* [191]. For instance given the complexity of natural ecosystems and their interactions with different trophic

---

2. See Pennington et al. [191]

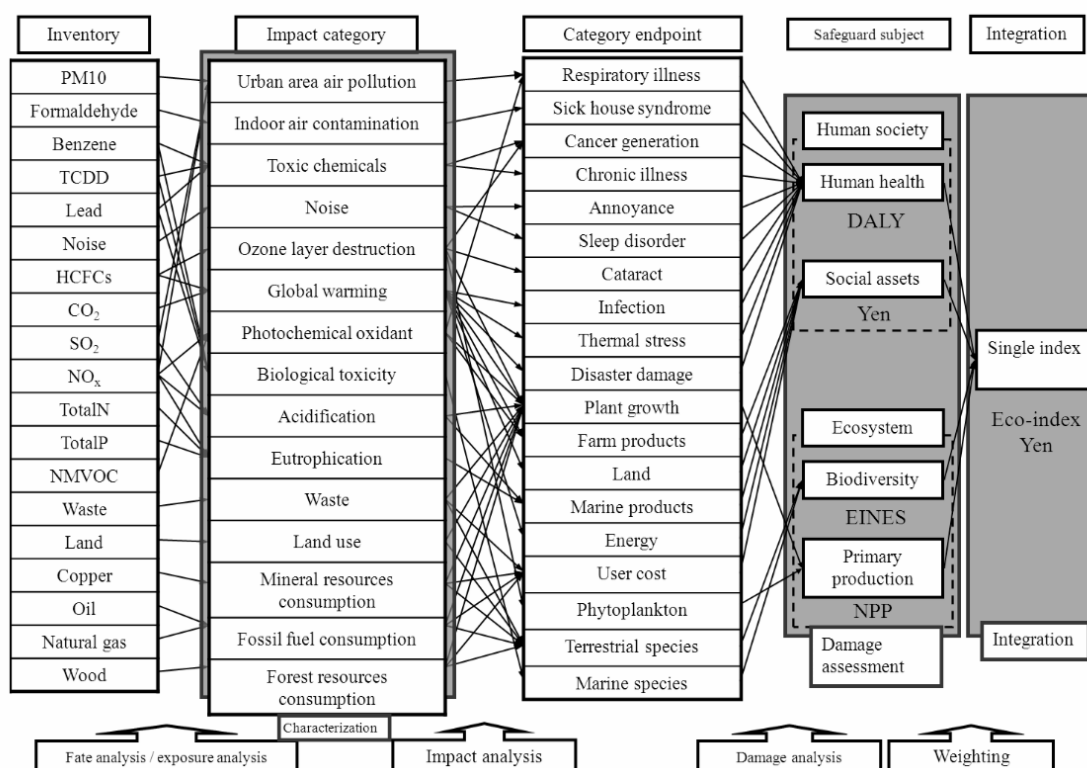


Figure 2.3 – Outlines of the environmental mechanisms (substances–impacts–damages–weighting), according to Japanese life-cycle impact assessment method LIME 2 [122]. In addition to our comment regarding the evolution since its first version, one may notice the difference between the japanese–LIME and European–RECIPE method —see figure 2.4.

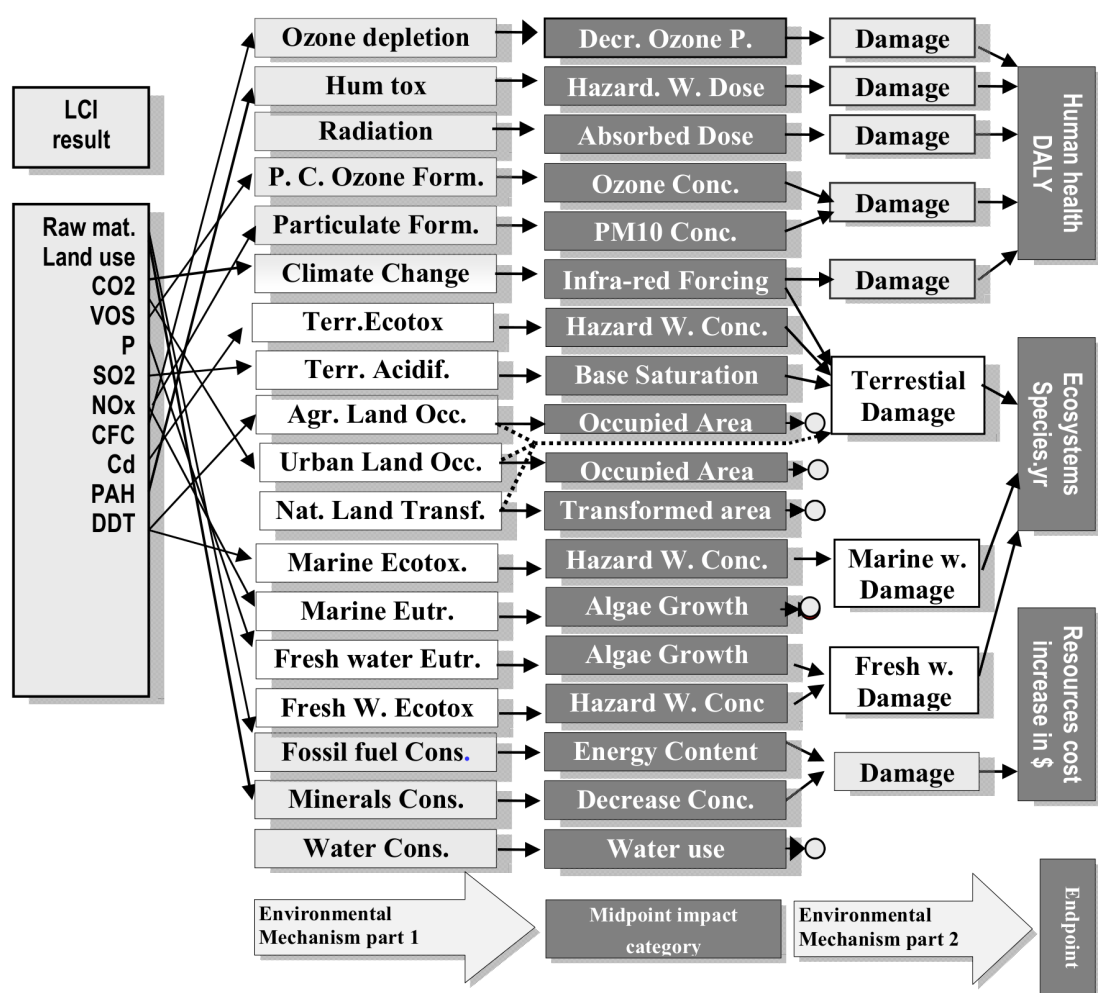


Figure 2.4 – Outlines of the environmental mechanisms (substances–mid-point impacts–end-point impacts), according to the Dutch life-cycle impact assessment method RECIPE [101]. This European method presents more and different impact categories than the Japanese LIME method. It contains three “endpoints” compared to six “safeguard subjects” in LIME. Furthermore, categories presented in LIME are explicitly moved aside in RECIPE: “Impact categories are supposed to reflect issues of direct environmental relevance. This implies, for example, that waste is not an impact category” [101, p.6].

levels “only the approach addressing the population diversity level seems sufficiently mature for application in **LCIA**” [78].

Another example of that objective and biocentric approach, are indications about biodiversity, which is described by means of quantity of species (*ibid.*). This typically does not stem from a technocentric conception. A loss of biodiversity inherits from an objective conception, of a set of natural objects. It is another evidence of that *objective and biocentric conception*.

The conception of the environment in Industrial ecology is thus somehow hybrid. It presents aspects from both technocentric and biocentric approaches. While it can be scientifically relevant, a weakness of the latter is nevertheless that it may be only loosely related to what stakeholders, in the industrial ecology process, perceive as (their) environment [221].

## 2.5 Perception of consequences

According to sociologists, people act intentionally in consideration of future consequences [219]. This fact was theorized by the economist J. R. Commons who held that people act considering their *futurity*, that is the perception of the consequences of their actions<sup>3</sup>. Regarding environmental consequences, Boons [22] highlighted that point, humans react in response to their *perception* of environmental impacts, rather than environmental impacts *per se*.

When Bourg says that “industrial ecology even became an important field precisely because anthropogenic energy and material flows cause unfavourable *environmental change*” [28], what is unfavourable and for whom? This is not about a biocentric viewpoint, but about risks run by human society. Actually it can be unfavourable for a myriad of groups ranging communities concerned with biodiversity or climate change, to those of whom their immediate environment is at stake, for instance local actors or inhabitants. The latter are certainly concerned by global-scale consequences, but are affected in a different way. That is what we concluded in the previous section regarding the conception of the environment in industrial ecology, namely a technocentric or a biocentric environment, can be far from what people perceive as their environment.

## 2.6 An anthropocentric viewpoint for territorial contexts

The environment is inherent in the field of industrial ecology. It is its *raison d’être*. The environment is, nevertheless, a polysemous and complex notion that is the subject of different conceptualizations [221]. Throughout the development of tools and methods for assessing environmental consequences of industrial activities, the notion of environment has so far been approached from both technocentric and biocentric viewpoints. However, those conceptions are not obvious for people while compared to their surrounding environment.

---

3. Commons’ theories, cited by Beaurain et al. [15]

We have seen, however, that notably the sharing of values between actors is of great importance for enhancing industrial synergies that are akin to collective actions. In such contexts, environmental consequences that would potentially be induced by the industrial symbiosis, should be revealed by means of indications that meet the environmental perspectives of the actors. In territorial contexts of industrial ecology (or *territorial industrial ecology*), that is involving social actors (with their own representations of the environment) of geographically bounded industrial networks, environmental consequences should thus respect a conceptual framework built to represent the environment of the local actors. As in ethnoecology, we have to consider what people “know” about environmental issues [22]. For such a purpose we should have a look on the third conception of the environment [221] described. In this conception, the environment is based exclusively on the relation “subject-object”, in which the subjects can be individuals, societies, institutions, or even the economy-wide. According to Theys (*ibid.*), the impacts of nature on humans, that is object-to-subject, are to be considered insofar as humans perceive them, or their activities are concerned.

Although this subjective anthropocentric conception of the environment seems to be suitable with contexts of *territorial industrial ecology*, there would be some difficulties to operationalize it (*ibid.*). Indeed, since this anthropocentric conception can be subjective up to individuals, it may be difficult to develop a general approach to sketch environmental indications that does not fall to specific situations. Such a method should overcome interferences of different values and might base on the crossroad of different disciplines, such as anthropology, economics and geography (*ibid.*).

# Chapitre 3

## Base logique de conséquences environnementales

### Sommaire

<b>3.1 Epistemological basis</b>	<b>24</b>
<b>3.2 An anthropocentric classification of environmental consequences</b>	<b>28</b>

**Résumé** — Dans le chapitre précédent nous avons introduit l'idée d'une approche anthropocentrée afin de concevoir un environnement commun aux acteurs et donc sur lequel pourra reposer l'évaluation d'un projet de **SIT** facilitée (**FRIS**).

Dans ce chapitre nous proposons de concevoir la base logique de cet environnement conceptuel, qui permettra par la suite d'identifier des conséquences environnementales du projet.

Pour concevoir cette base logique nous analysons des littératures de différentes disciplines qui d'une certaine manière conçoivent les relations entre entités anthropiques et environnement. Nous en dégageons des points clés de la représentation de conséquences environnementales dans un cadre anthropocentrée. Ce cadre de représentation de conséquences environnementales constitue la base logique de la méthode d'évaluation environnementale (chapitre 4).

## 3.1 Epistemological basis

### 3.1.1 Environment: a fuzzy and polysemous notion at the crossroads of different perspectives

The concept of environment, and thus of “environmental impact”, is widely used as if it was unambiguous. The meaning of environment has seldom been discussed and questioned since the 1990s [221]. In the absence of a clear-cut and broadly accepted definition, there are different “truths” regarding environmental perspectives, that stakeholders may consider to be biased or irrelevant when their perspectives and concerns are overlooked [220, 126].

The environment concept should be discussed in order to avoid such a done deal when conducting an environmental assessment for a **FRIS**. Actually, the definition of environment is neither absolute, nor trivial. It is not absolute because it may refer to a certain definition of nature [33] that, for instance, does not hold for all societies [57], and it is not trivial because even in so-called modern societies [135], unlike “nature”, environment does not refer to an object *per se*: environment reflects object-subject relationships as an “intermediate reality” [57]. The subject can, for instance, be an individual, regional policymakers or the global market. Environment is thus the result of different perspectives that can diverge from one subject to another, as amply discussed, for instance, by constructivist contributions to environmental sociology. Environment is a “recent historic event” [136] and definitions of the concept result from largely random, half-scientific and half-institutional co-construction processes [37]. In fact everyone knows about environments, but there is a lack of a unified conception of the environment [136, 221] or its limits [100]. In an attempt to clarify the situation, Theys [221] proposed to classify the range of conceptions existing across disciplines, countries and cultures into three families of conceptions of the environment that are: objective and biocentric (environment as nature); subjective and anthropocentric (environment as a system of relations surrounding us); and technocentric (environment as a set of limits and problems).

Although this classification enables identification of different conceptions of the environment, it is not built on a logical basis of a shared representation of the environment required in the decisional context of a **FRIS**. Indeed, in a **FRIS**, stakeholders are involved and the challenge is to accommodate for their particular perceptions in order to identify all environmental concerns. The hypothesis we follow hereafter is that an anthropocentric conception of the environment can embrace the range of **FRIS** stakeholders’ viewpoints regarding the environment. Such an anthropocentric conception differs from the anthropocentric conception of the environment described by Theys [221]. It rather is weakly anthropocentric [173], that is to say, it goes beyond the satisfaction of felt preferences of human individuals – desires and needs insulated from any criticism or objection, seeking to encompass all considered and rationally assessable preferences. A considered preference is any desire or need that a human individual would express after careful deliberation, including a judgment that the desire or need is consistent with a rationally adopted world view. Weak anthropocentrism requires no radical, difficult-to-justify claims about the intrinsic value of nonhuman objects and, at the same time, it provides a framework for stat-



ing obligations that goes beyond concern for satisfying human preferences. As such it allows for the inclusion of possible non-instrumental values [147]. Indeed, some stakeholders may have a technocentric conception of the environment, even though others may defend naturalistic values. All three conceptions of the environment described in Theys (*ibid.*) may potentially be encountered within such an anthropocentric conception that constitutes the linchpin of the environmental assessment framework’s logical basis.

### 3.1.2 Semantic framing of the environment

Since environment is a polysemous notion, the environmental assessment framework’s logical basis should include miscellaneous environmental perspectives. This logical basis, relying on a weakly anthropocentric conception for a **FRIS**, should not rely exclusively on natural sciences and engineering, but rather be founded on knowledge from social science on the human valuing of environment. Constitutive elements of such a framework might be found at the crossroads of different social science disciplines that contemplate intrinsic relationships between humans and the environment. We focused here on the three most concerned disciplines: economics, geography, and anthropology [161, 221].

In **economics**, the environment indicates a general situation in which activities occur [161]. The environment, in a more restricted sense, indicates a set of natural conditions of human living space that are composed by different environmental components such as air, water and land, and is even to be understood as a system *per se* [214]. In such a way, environment and anthropogenic activities are conceived as two clearly separated entities. From an economic perspective, the economic system and the environment are linked by functional relationships. [214] identifies four functions that are fulfilled by the environment. The latter can be seen either as a sink (for example receptacle of waste and emissions); as a provider of public goods (for example air to breathe, amenities of landscapes); as a supplier of natural resources (raw materials); or as a provider of space for anthropogenic activities (for example residential and industrial locations, agricultural land). These functional aspects underpinned the concept of *ecosystem services* (**ES**) [50].

In **sociology and anthropology**, the environment is a setting of human action, involving every element of the surrounding medium [161]. The consideration of the effect of such action thus depends on the immediateness of the surrounding, in space as well as in time. In sociology, individual differences of behavior regarding the immediateness of the surrounding is studied through constructs like the **consideration of future consequences** (**CFC**) [219]. The **CFC** of a potential behavior varies from *low* to *high*, respectively the individual consideration of immediate versus distant consequences. This construct is used to study proenvironmental intentions in the light of the extent of individual **CFC** [124]. More tangibly, the concept of environment addresses the “natural physical media that enable life: water, air, soils, fauna, flora, as well as nuisances due to human activities referring to them” [59].

When [124] use the **CFC** in order to decrypt proenvironmental behaviors, they consider what belongs to the “self”, to “others” and “the biosphere”. That means the vital and sensitive aspects on which relies the concept of environment in an-

thropology, are not restricted to a physical proximity. In that sense, environmental anthropological values may address *symbolic relationships* as well (for instance: an interest for Amazonian forest) [221]. Indeed an individual's environmental values can outbalance those of quality of life and someone could prefer the specie's survival or the well-being of actual or future generations (*ibid.*).

In **geography**, the (natural) environment is the “physical materiality” of a territory, that a social group exchanges with [137]. It can be perceived as a set of natural constraints (positive or negative) or “territorial constraints” [137]. Those territorial constraints address natural elements such as water, climate, vegetation on which life relies. The concept of environment in geography nevertheless does not exclusively stand on a naturalistic object as it had in the 19th century [18]. Indeed, environment occupies a central place through the relationships between nature and societies and is understood as a system of complex relationships linking both entities [161]. In that way the concept of environment in geography is relatively close to the one prevailing in anthropology, but geography focuses on the spatial characteristics of these relationships, as underpinned by notions like proximity, density and connexity [176].

This exploration of the appropriation of the notion of environment in the three disciplinary fields of economics, geography and anthropology, shows that the disciplinary fields present divergences in their conceptualization of the environment. that reflects the polysemy of the notion of environment. This multi-disciplinary analysis indeed shows that environment, intrinsically linked to the nature-society relationship, is conceived in a perceptible and interested manner, simultaneously through the functions it provides, through territorial constraints, and through perceptions of consequences and limits of usage in time. All such diverse features together are to constitute a common logical basis of a shared representation of the environment, thus accommodating divergences in environmental perspectives as required by a **FRIS**.

Beyond the intrinsic relativity of the (concept of) environment as a system of relationships between nature and society, these three disciplines have divergences regarding their conceptualization of the environment, thus reflecting the polysemy of the notion. In such a pluralistic science perspective [203], it seems futile to seek to unify the environment concept. Nevertheless, by assessing how the three disciplinary fields consider the environment, a comprehensive literature review enabled us to identify common key elements inherent to the perception of environment.

### 3.1.3 Key elements of the perception of environment

Environment is conceived in the relational object-subject framework, where subject and object are plural. Whereas the subjects (*i.e.* **FRIS** stakeholders) are unambiguously identified as the starting point and target of the assessment, their objects of concern have to be identified. Relations pertaining to an economic viewpoint are potentially focused on environmental components of functional value [214] to the regional industrial symbiosis, within or beyond the territory. Those pertaining to social viewpoints are focused on the physical media [161] through which the **FRIS** may affect people, while from a geographical standpoint, all “physical materiality” [137] elements possibly affected by the **FRIS** within its territory may constitute ob-

jects of concern. This consists of altered natural objects as well as changes in other objects that impact the relation between the former objects and subjects. We thus identify a first key element of perception as all physical objects and media affected by the **FRIS**. Since these depend on the specific characteristics of each **FRIS**, the objects cannot constitute a structuring dimension of the environmental assessment framework's logical basis.

Secondly, the disciplinary fields studied present different ways of valuing (natural) objects. Within this value dimension of the subject-object relation, a distinction can be made between: (1) functional value relations, where objects are primary or secondary factors of production, as in economics and geography, and (2) non-functional value relations where changes in the object directly affect humans in a moral, sensitive or biophysical manner, as in anthropology and social geography. These two classes of relations (*i.e.* functional versus non-functional) usually concern different sets of both subjects and objects that may belong to both classes and are thus not exclusive to either class. The distinction of relations between functional and non-functional nevertheless allows for mutually exclusive and jointly exhaustive partitioning of the relations themselves: none can be part of both classes whereas each is necessarily part of one of them.

Thirdly, the valuing of environment is also influenced by the proximity [176] between object and subject. In a global conception of the environment in economics, object-subject distance makes sense through numerical measures such as a cost or externalities, whereas it clearly has an influence in anthropology, in sensitive and affective terms (perception of consequences [124]), and in geography, in terms of usage (in situ and spatial constraints [137]). Although varying continuously, the **FRIS** itself allows for a second relevant and crisp partitioning of the impacted environment on the basis of proximity—affected objects are located within the subjects' "own territory", or situated beyond it. Such a distinction is relevant because relations are mostly fundamentally different on both sides: object changes beyond the territory (which may be grouped under a heading of "global") do not, or not directly, impact the **FRIS** subjects whereas, in contrast to local changes, global functional relation changes are hard to address. This recalls the foreground (the system of primary concern) versus background system distinction of **LCA** [9], but in contrast to the latter, the local versus global distinction is crisp and unambiguous.

The temporal dimension provides an important fourth key element: whereas the former key elements allow identification of relevant consequences and qualification of their intensity, considering their dynamics is also essential. According to social science, an individual acts depending on his/her perception of ecological impacts rather than on impacts *per se* [22]. In addition, environmental consequences related to an action may be more or less spread over time. Moreover, and also according to social science, the valuing of future environmental consequences of actions varies between individuals, where a relatively high **CFC** [219] reveals pro-environmental behavior [124]. Similarly, in reference to economic theory, the causality of an individual's action is placed in the future [44]. This individual's perspective is called futurity and leads to consider stakeholders' short and long-term perspectives. Such differentiation in temporal perspective was already integrated in the ReCiPe method [101] for assessing environmental impacts of product life cycles and thus deemed as

a relevant aspect for a comprehensive environmental assessment. As noted for the first key element, objects changes, the dynamics of consequences cannot constitute a structuring dimension of the generic framework: possible distinctions between, for instance, short- and long-term effects remain ambiguous because depending on particular subject, object and characteristics of the subject-object relationship. To summarize, we identified four common key-elements of an anthropocentric representation of the environment for a **FRIS**:

1. relevant object changes: *physical object and media changes* that affect **FRIS** subjects;
2. the *functionality* of the object-subject relation;
3. the *proximity* of the object-subject relation; and
4. the *futurity*: temporal consideration of consequences.

These key elements provide the logical basis required for elaboration of a shared representation of the environment.

## 3.2 An anthropocentric classification of environmental consequences

Environmental impact makes sense to an individual when perceived [22] and thus depends on the change in his/her relation to the object. Combining the binary distinctions within key-elements functionality and proximity as two dimensions of the object-subject relation (*i.e.* functional or not and local versus global) constitutes a sound, mutually exclusive and jointly exhaustive [148] classification scheme of such changes involving four classes. The consideration of futurity is addressed when defining indicators upon application of this classification to a particular **FRIS**.

One out of these four classes, which is the global and non-functional class, contains no tangible relation between possible object changes and subjects but only symbolic relations of an ethical nature. Such relations may be functionally valued by the establishment of economic mechanisms (e.g. ecosystem service payment schemes). Similar relations are encountered in the global and functional class, where changes may substitute or combine with physical object-subject relation changes (e.g. climate change). The **FRIS** marginal effect on the latter changes will mostly be small or insignificant as they occur over long periods. Since symbolic relations dominate in the two global and functional and global and non-functional classes and since these relations do not have fundamental differences, we propose to merge these two classes into one: global. This stance is similar to that adopted in most current life cycle impact assessment methods.

On the basis of the resulting three classes (local and functional, local and non-functional, and global), three types of environment may thus be distinguished that together encompass all aspects identified in the studied disciplinary fields: metabolic, inhabitant, and global environment; respectively. The first is functional for local stakeholders' purposes; the second refers to the physiological and psychological well-being of the territory's inhabitants; the third relates to objects outside the territory [and is] linked to a global awareness of environmental issues. The following sections

describe the characteristics of the environmental consequences of each of these three classes of environment. Assessing the environmental consequences of any **FRIS** on the basis of such a classification, facilitates the exhaustive, participatory identification of relevant environmental consequences (phenomena of interest) and the correct definition of indicators. As such, the scheme explicitly recognizes that human purposes –goals, values, and priorities– are an integral part of ecological model-building, providing the ensuing pluralistic valuation structure called for by Norton and Noonan [175].

### 3.2.1 The metabolic environment

The class of functional and local object-subject relation consequences concerns an environment that underpins industrial activity in the territory. This functional proximity addresses the local production system involved in its industrial metabolism [8, 227]. It is thus both a receptor and an actor of the local productive economy, and thus a constitutive element of that metabolism. Regarding this environment in the **FRIS** process, we coined the term metabolic environment. It refers to all biophysical compartments of ecosystems within the **FRIS** area that constitute an integral part of production systems for which they constitute production factors (*i.e.* raw material inputs or primary factors). As Wassenaar [227] put it, the metabolic environment designates the part of the industrial metabolic network which stakeholder groups designate as belonging to the environment. The assessment of environmental consequences in the metabolic environment should provide indications, defined as the reflection of a phenomena of interest by an indicator, on the degree and extent to which the **FRIS** might positively or negatively affect the production of goods and services. The metabolic environment is conceptually close, though not identical, to **ES** –the benefits societies obtain from ecosystems [156]–, a concept that has been widely adopted since the Millennium Ecosystem Assessment [157]. **ES** are likewise elaborated on the basis of a functional representation of the environment stemming from an economical conception [214], thus under an economic valuation [53]. The **ES** concept is however not necessarily located, and in a monistic view of valuation [175], tallies nonfunctional services. In contrast to the broad **ES** concept, the metabolic environment specifically refers to the biophysical components that take part in the industrial metabolism of the territory-level industrial system. **ES** may also be considered in the other “environments”, under different valuation approaches.

### 3.2.2 The inhabitant environment

In economics, the clinical and psychological well-being of inhabitants in the territory is considered in terms of the consumption of public goods such as air to breathe or landscape amenities [214]. In geography, we refer to social groups in a territory that exchange with the environment [137]. In anthropology, the well-being of inhabitants is considered generally via nuisances [59]. These views are close and their semantic envelop can be pertinently and clearly defined as the whole of direct relationships between inhabitants in a **FRIS**’ geographic area and the environment resulting from human sense’s perception or from human metabolism (material

exchange), influencing their well-being. The so-called inhabitant environment is considered by some authors in terms of “social” or “socio-environmental impacts” [127], including impacts on visual amenities, odor, noise and on public health. **ES** are considered in the inhabitant environment under a socio-cultural valuation [53]. Kijak & Moy [127] highlighted that those indications are of primary interest when addressing local populations. Indeed, in contrast to a citizen, an inhabitant is not emancipated [142] and ignoring the inhabitant’s living environment can be a source of “environmental injustice” [81]. In contrast to “ecological justice” which addresses lifestyles that involve economic mechanisms that produce ecological impacts, environmental justice inherits from civil rights movements [81]. Environmental justice then addresses a local-scale environment and the inhabitants. The relation between the inhabitants and their environment is to be taken into consideration, notably since the living environment is especially propitious to mobilizing inhabitants [142]. The assessment of environmental consequences in the inhabitant environment should provide indications on the degree and extent to which human well-being might positively or negatively be affected by the **FRIS**.

### 3.2.3 The global environment

Environmental consequences beyond their territory may only be relevant to stakeholders through a symbolic proximity, which is a conception disconnected from a daily and geographically nearby environment. Hereafter we use the term global environment in reference to all off-site biophysical components that may be affected by a **FRIS** whose corresponding changes do not directly impact the population and economy in the **FRIS** area. This may concern direct changes in large media surrounding the territory (e.g. emissions prompting changes in the ocean or the atmosphere), or indirect off-site biophysical changes. The concrete dimension of such a broad environment is not at all clear-cut. **ES** are considered in the global environment mainly under an ecological valuation [53]. While some phenomena of interest explicitly address tangible entities [221], some constitute moral values, for instance immaterial concerns of “ecological equity” [81]. Frameworks like **LCA** or the ecological footprint [201] are mobilized in such contexts. Those frameworks consider a broad *a priori* range of phenomena, some of which can be located in space and time [167] and others cannot [201]. From an economic standpoint, the global environment –as a receptacle of emissions– may concern the climate, for instance, or constitute a supplier of raw materials. Environmental phenomena of interest in the global environment ideally refer to the degree and extent to which global or distant societies might positively or negatively be affected by the **FRIS**. “Ideally” because: (1) its contribution often cannot be singled out from the range of changes that affect societies, and (2) the consequences are often equally distant in the temporal dimension. Indications should therefore focus on intermediate targets valued as pertinent by **FRIS** stakeholders and for which meaningful estimates can be produced.



### 3.2.4 Environmental consequences, a chain of biophysical processes and environmental values

As the first key element indicates, within each type of environment, the focus should be placed on physical object and media changes that affect **FRIS** subjects. For a **FRIS** design project, environmental changes a fortiori cannot be tangibly perceived but instead have to make sense in the stakeholders' mind. The driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) framework [215] illustrates this. In that framework, “pressures” can change the “state” of the same or other environmental components and be a source of “impacts”, perceptible by society. These latter authors highlighted that stakeholders respond to a perception of impact, whereas any change of state in the biophysical environment does not necessarily produce a perceptible impact. According to them, a framework of environmental indicators that aims to elicit societal response has to consider such interconnections between environment and society, which is the perception of impacts. The chains of environmental consequences should therefore tally three types of elements (figure 3.1): (1) pressures, generated by the IS and which induce changes of state: since it does not only create new activities and processes, but at least partly replaces existing systems, the IS engenders both direct and indirect changes in pressure; (2) phenomena of interest, representing perceptible impacts that result from the (changes in) emitted pressures, and belonging to the three “environments”; and (3) the biophysical reality, represented by state indicators and that informs regarding the extent to which phenomena of interest are affected by these biophysical changes. Moreover, this link between changes of states at a technical level and phenomena of interest, that is at a social level of representation, is not always a 1:1 relation. In other words, whereas some state changes may influence more than one phenomenon, some may not be represented by a single indicator (figure 3.1). For instance, regarding the metabolic environment of the case study in the next section, changes in soil fertility may constitute a phenomenon of interest. Representing a complex phenomenon by a single indicator such as soil organic matter for soil impacts in **LCA** (e.g. as done in [155], can present limits in correctness and genericity. Indeed, a single indicator can neglect other very important aspects of the assessed entity [97]. In order to overcome these challenges, it may be useful to make use of a composite indicator [21] that can be qualitative or quantitative and aggregate several indicators. The construction of these indicators has to account for the last key element of the perception of environment not considered so far —the futurity—, which is the temporal dimension of consequences. Such temporal indications are the reflection of phenomena of interest in the stakeholders' perception figure 3.1).

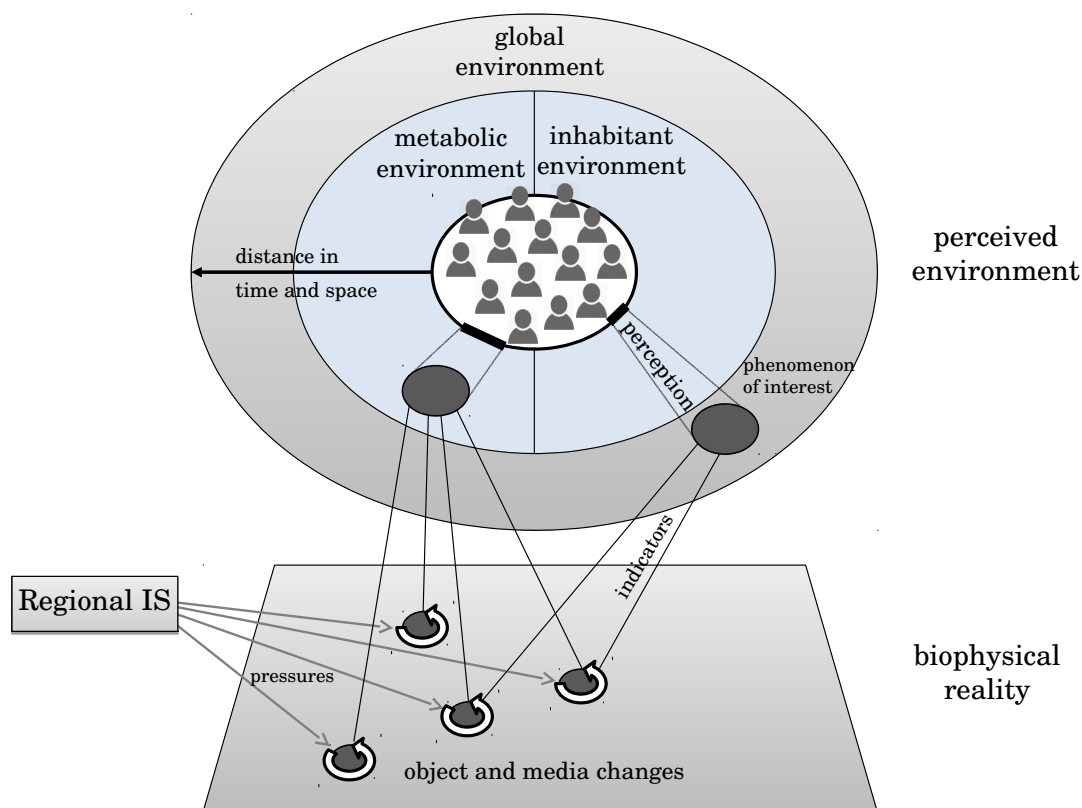


Figure 3.1 – Schematic representation of the logical basis for considering environment in a **FRIS**. The anthropocentric classification proposes a symbolic space of subjective valuing. It puts stakeholders at the center, surrounded by the three environments. The extent of a change in any of these environments is depicted by the dark circle sizes. The angle between the sides of the cone projecting the estimated change onto the subject sphere illustrates its futurity regarding a given considered phenomenon of interest.



# Chapitre 4

## Méthode d'évaluation environnementale

### Sommaire

<b>4.1 Phase 1 : identification of phenomena of interest</b>	<b>36</b>
<b>4.2 Phase 2 : designing indicators</b>	<b>37</b>
<b>4.3 Phase 3 : évaluation</b>	<b>40</b>

**Résumé** — Dans le chapitre précédent nous avons élaboré une base logique d'une représentation conceptuelle de conséquences environnementales, fondée sur une conception anthropocentrée de l'environnement. Cette base logique aboutit en une classification de conséquences environnementales. Nous utilisons cette classification dans la méthode d'évaluation environnementale que nous présentons ici. Celle-ci s'attache au préalable à identifier la nature de ce que l'évaluation est destinée à fournir, à savoir des informations environnementales, pour *in fine* chercher à quantifier les processus émetteurs des pressions afférents aux phénomènes environnementaux d'intérêt.

Cette méthode est composée de trois phases, lesquelles constituent les sections de ce chapitre. Les phases 1 et 2, rédigées en anglais, sont issues de Dumoulin *et al.* [63]<sup>1</sup>. La phase 3, non publiée, est rédigée en français.

La première phase consiste à identifier les phénomènes environnementaux d'intérêt. Dans la section 4.1 nous présentons comment, à partir de la description des scénarios de symbiose, utiliser la classification anthropocentrée de conséquences environnementales pour identifier les phénomènes d'intérêt pour une SIT facilitée (FRIS).

La deuxième phase consiste à identifier les indicateurs afférents à ces phénomènes d'intérêt préalablement identifiés. Dans la section 4.2 nous présentons des critères de validation auxquels les indicateurs doivent répondre pour que, suivant concomitamment une structure typologique, il soit possible de sélectionner des indicateurs adéquats pour mieux rendre compte des phénomènes environnementaux d'intérêt.

La troisième phase consiste à estimer les conséquences environnementales, en employant ces indicateurs. Dans la section 4.3 nous présentons, en fonction des typologies d'indications choisies, deux approches de description du système industriel, qu'il pourra ensuite être nécessaire de modéliser de façon simple ou complexe pour renseigner l'indicateur et fournir ainsi l'information environnementale escomptée.

1. Voir annexe I

## Introduction

The proposed logical basis, is destined to be employed in the context of a participatory approach to thoroughly connect the assessment with the **FRIS** process and thus to go “beyond positivist ecology” [174, 178] while dealing with the non-value neutrality of science. The environmental assessment method is to be employed once preliminary **SI** scenarios are sketched with the stakeholders’ participation. Thus, for the understanding it is necessary to make some reminders about the participatory context in which the proposed method concurs.

As a facilitated participatory process, **FRIS** would generally be based on social science methods and tools. Building on existing tools and methods based on theories to promote adaptive co-management of socio-ecosystems, propose a comprehensive organizational protocol for co-designing “plausible solutions” based on credible, relevant and legitimate knowledge. This protocol combines a participatory scheme based on a stakeholder matrix that separates stakeholder representatives in three distinct dialogue arenas, and a co-design process based on the follow-the-technology approach proposed by Douthwaite *et al.* [60]. The exploration of “plausible solutions” is initialized through a participatory diagnosis resulting in a broad consensus of the importance of the IS and a negotiated action plan. Iterative co-design loops are then performed to progressively consolidate a precise definition of what a credible, legitimate and relevant regional IS could be and what consequences such innovation would bear [231, 197].

Preliminary solutions of IS are progressively consolidated on the basis of feedback from various assessments (economic, regulatory, social and logistical assessments, etc.) that the environmental assessment method aims to enrich. Such a positioning recognizes the relevance of systematic analysis and representation of stakeholders in participatory approaches for environmental management [200].

The proposed logical basis (chapter 3) aims to structure the identification of relevant potential environmental issues in the context of a particular **FRIS**. Indeed, bluntly asking participants to list environmental concerns leads to an unstructured listing whose completeness cannot be verified, and moreover often leads to a large number of indicators [199]. However, since it reflects the concerns of those expressing them, its neutrality depends on a well-balanced stakeholder representation and vigilant facilitation. Similar to role playing games in social science, structuring the discussion of a science-based proposal according to the three environments forces participants to adopt viewpoints that differ from their own, in line with the goal of facilitation.

The method, proposed to connect the logical basis, namely the classification of environmental consequences, with the **FRIS** process, consists of three main phases, similar to those proposed by other participatory assessment approaches: preparation (*i.e.* identification of phenomena of interest), selection (*i.e.* design of indicators), and validation (*i.e.* environmental assessment) [202, 12] (figure 4.1).

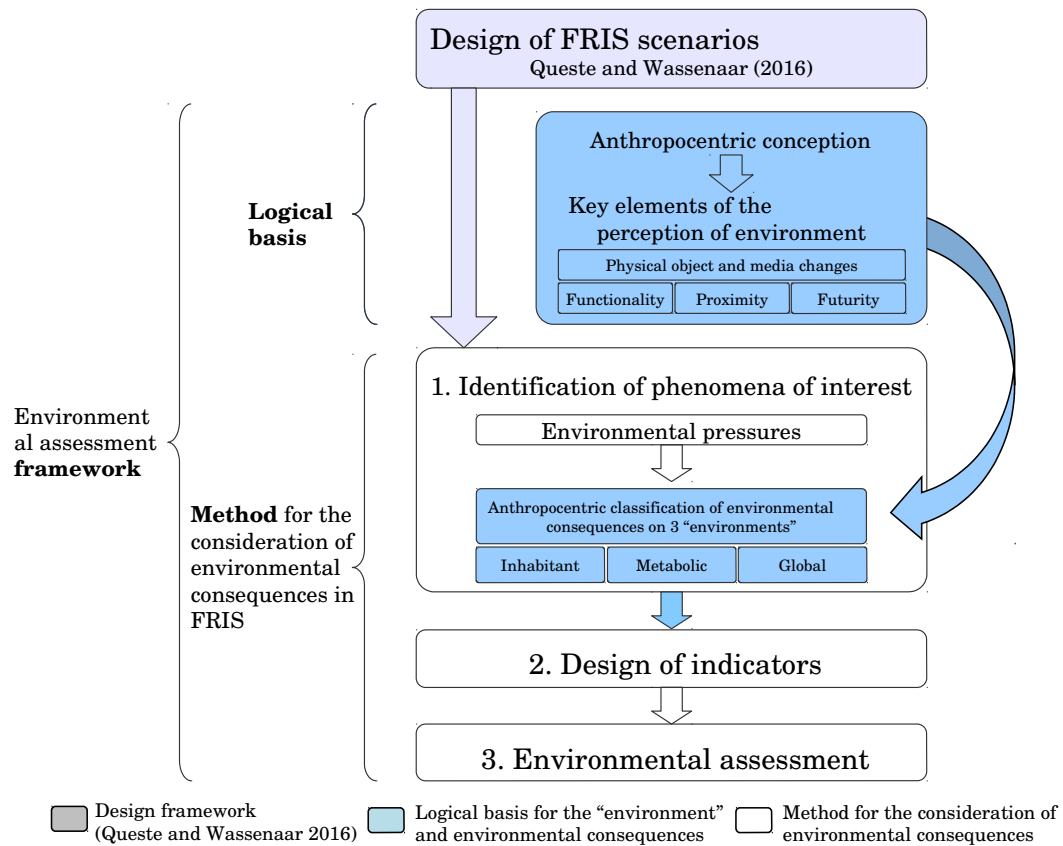


Figure 4.1 – Schematic representation of the environmental assessment framework. It is composed by a logical basis (see figure 3.1 section 3.2) resulting from a research about the conception of the environment in three social-related disciplines, and a method for the consideration of environmental consequences in FRIS. The latter uses this logical basis to identify environmental phenomena of interest and to feed into the design of indicators.

## 4.1 Phase 1: identification of phenomena of interest

This first phase aims at identifying the physical object and media changes that affect **FRIS** subjects forming the basis for the subsequent phases. Phenomena of interest are by definition selected for their relevance to **FRIS** stakeholders.

The above mentioned preliminary (still sketchy) industrial symbiosis solution is co-designed in the **FRIS** process by all the selected stakeholder group representatives. Although the environmental assessment may generate information helpful to eco-designing such symbioses, as allowed for by the iterative approach, the design of the industrial symbiosis is not driven by the present environmental assessment (figure 4.1).

On the basis of technical descriptions of the industrial symbiosis and the changes induced by them in the current state of affairs (the first step in figure 4.2), the second step is to inventory all environmental pressures induced by the industrial symbiosis. This is performed by a group of “experts” (comprising representatives from a variety of stakeholder groups, including scientists [197]) with knowledge on the engendered industrial processes and the life cycle of related products. This is one of the **FRIS** process activities that often call for technical science participation in such a constructivist framework [229], particularly when accepting negotiation theory as a basis for organizing the participatory efforts [138]. This technical science participation provides the facilitator with credibility, insights and the capacity to fill knowledge gaps. According to Leewis [138], the facilitator is not a neutral figure but he/she is in need of an active strategy [188], resources and skills [200], and a power-base to draw up agreements.

On the basis of (changes in) the identified pressures, a subsequent third step consists of imagining the environmental phenomena they could possibly induce in each of the three environments (*i.e.* metabolic, inhabitant, and global environment). This can be obtained through a process similar to the initial building of a common representation. For instance, on the basis of a list of pressures, background pressures and affected biophysical objects and media provided by the scientific stakeholder, collective facilitated brainstorming lists all possibly involved and affected environmental phenomena, and maps relations between physical object changes and environmental phenomena (figure 3.1). The use of the logical basis is critical at this point since it assists the facilitator in

1. ensuring, through the three environments structure, that stakeholders understand, accept and address the scope of the notion; and
2. accounting for differences of insight and interpretation while raising awareness and enhancing acceptance of contrasting viewpoints.

In an ultimate fourth step of this preliminary phase, the relevance of the listed environmental phenomena is analyzed to validate the ones being of interest (figure 4.2). The aim here is not to prioritize among phenomena, but rather to eliminate those judged to be of little interest, either because they constitute possible changes far down the impact chain [83] or because the nature of the impact is of little concern to the stakeholders. It therefore again requires a participatory approach involving

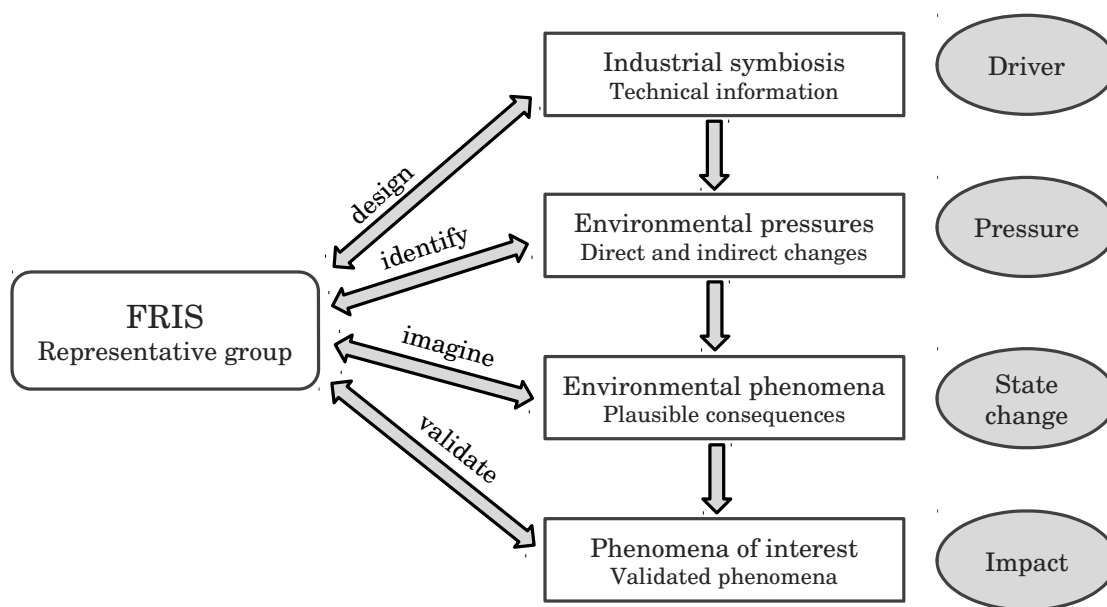


Figure 4.2 – Schematic representation of the four consecutive steps of the environmental assessment preliminary phase. Technical information of the industrial symbiosis design is provided by the **FRIS**. The industrial symbiosis is the driver of pressures to be identified. On that basis, selected experts imagine plausible consequences (in terms of changing states). Environmental phenomena of interest are collectively selected from among the resulting list of environmental phenomena.

technical scientists. Facilitators may implement usual methods for problem solving, such as problem tree analysis. Their guiding principle is not to reach agreement, but rather to account for all concerns with specified consequences in any of the environments.

The original exhaustive phenomena of interest map is not done away with. It is reconsidered in subsequent steps and indicator-based information concerning the amplitude of phenomena or modifications in the IS design can lead to modifications in the set of validated phenomena of interest.

## 4.2 Phase 2: designing indicators

Appropriate indicators are to be designed on the basis of the phenomena of interest and the mapping of the physical object–phenomena relations (figure 3.1) resulting from the preceding step. Indicators should provide sound indications on the risk and/or magnitude of physical changes of state. An indicator proposal, defining indicators and the respective assessment models, is to be elaborated by a legitimized party, that is commissioned by the group of stakeholder representatives (likely the technical scientific participant), considering the threefold validation criteria: it should consider scientific validity and compliance (design validation), reliability and accuracy (output validation), and usefulness to recipients (end-use validation) [21]. Indicators generated through participatory approaches always re-

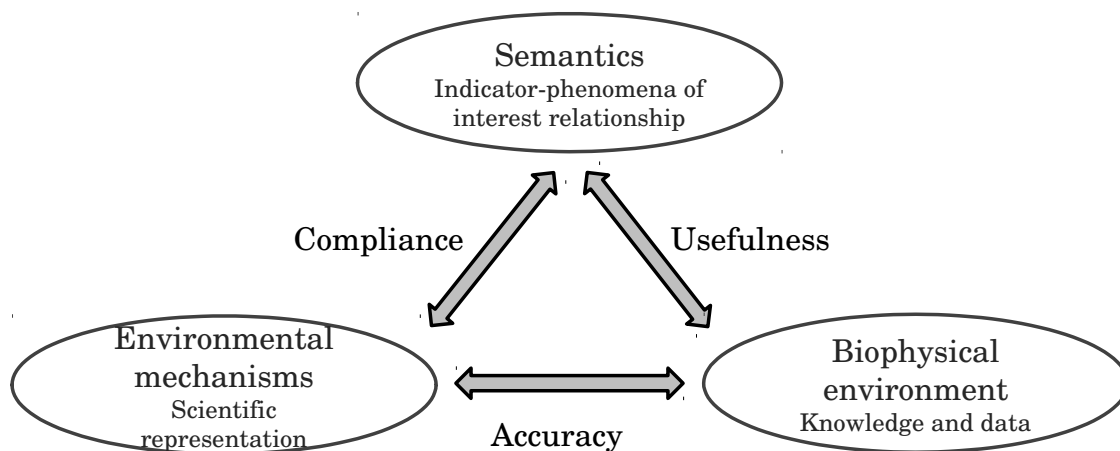


Figure 4.3 – Schematic representation of the three aspects that hard science participants must comply with when elaborating indicators, so as to assess their threefold validation: compliance, accuracy and usefulness validations.

quire objective validation [199].

### 4.2.1 Validation criteria

Design validation is performed by experts and focuses on the appropriateness of the indication provided by the indicator (figure 4.3). Besides the “appropriate” consideration of biophysical processes, this dimension has to consider the key elements of the representation of environment, especially futurity, both in terms of the estimation of the dynamics of the change of state of selected physical objects and media, and the estimation of time lags to impacts, or phenomena of interest.

The reliability of environmental indicators to assess a project in progress (*i.e.* an *ex-ante* assessment) often cannot be experimentally verified. Output validation then seeks to assess the extent to which biophysical model-based projections are “realistic”, attempting to provide sensible comparisons with available data-based indications. Thorough consideration of uncertainty at this point is essential for the production of credible and legitimate information. Likewise, accuracy takes precedence over precision for quantitative indicator value estimates of high uncertainty.

The usefulness of indicators cannot be verified outwardly but only retrospectively based on their use. An indicator is useful when it makes sense and is clearly related to a final user’s concern (*i.e.* a phenomenon of interest) and when the accuracy of its estimation, though limited by available knowledge and data, allows final users to appraise its acceptability or desirability. These two aspects relate to the two previous dimensions, which are design and output validations, whose combination provides a theoretical assessment of this ultimate validation criterion. Subsequent retrospective information on indicator use may provide useful feedback regarding these other validation dimensions. Other desirable features of indicators, not excluded from the indicators design phase, include pertinence, reliability, operability, legitimacy, interpretability, genericity, and being defined in a finite interval [192].

To summarize, the sound indicator criteria that the mandated party should seek to respect upon developing their proposal for a **FRIS** are:

1. the demonstrated consideration of the state of the art in terms of knowledge and modeling of the biophysical mechanisms involved;
2. the consideration of local conditions known to influence these mechanisms;
3. the required semantic match between indicator and phenomenon of interest [113].

The balance between accuracy and precision is to be argued in view of a whole of characteristics, such as biophysical, climatic, geological and so on; and their respective and assessable dynamics; and the way to semantically represent complex phenomena of interest. The latter often involves a choice between single or composite indicators [21].

Even through the legitimized party commissioned by the group of stakeholders do his best to elaborate the “less worse” indicator proposal, the indicators identification process still remains subjective and thus shall be transparently described to the stakeholders, in order to allow them to criticize it *a posteriori* as “extended peer community” [95].

### 4.2.2 Typologie d'indications

Dans le cadre d'un bilan environnemental devant servir à des acteurs, une indication revêt un intérêt si elle coïncide avec une préoccupation, un questionnement. Certaines approches méthodologiques imposent ce questionnement ou simplement l'évince. En **ACV** par exemple, le principe d'additivité impose de recourir à une quantification dans l'absolu (impact d'un ensemble de processus) pour pouvoir comparer des systèmes industriels. Marchand *et al.* [146] illustrent cette caractéristique au travers de leur méthode d'évaluation d'impact olfactif en **ACV** : la valeur numérique obtenue (quantification) ne peut être considérée indépendamment de tout autre scénario (comparaison entre scénarios).

Malgré la finesse de la valeur estimée, cet indicateur ne permet pas d'informer par exemple si la substitution d'engrais de synthèse par des engrais organiques présenterait un risque de nuisance olfactive pour les riverains. Ce type d'information, on le verra dans le chapitre 7, revêt néanmoins d'un intérêt pour certains acteurs “porteurs d'intérêts”.

Il apparaît donc évident que pour informer les acteurs des risques pour chaque phénomène d'intérêt de manière pertinente, il est nécessaire de clarifier la nature des indications à fournir. Afin de clarifier la nature de ces indications, nous suggérons une base de questionnement qui invite à expliciter les préoccupations d'intérêt pour chaque phénomène. Nous nous garderons cependant de proposer ici une recherche exhaustive sur les typologies possibles d'indications environnementales et de quelles manières certaines pourraient être plus pertinentes que d'autres au regard de phénomènes environnementaux d'intérêt pour différents acteurs.

La typologie que nous proposons repose sur les deux caractéristiques que nous avons illustrées précédemment au travers de l'impact olfactif, à savoir :

- le caractère comparatif, entre scénarios, *versus* un scénario dans l'absolu ;



- le caractère quantitatif de l’indication, que nous opposerons volontairement ici à qualitatif.

En croisant ces deux types de caractéristiques, on obtient un partitionnement en quatre types d’indications distinctes :

- absolu—qualitative : 1 scénario considéré et une qualification du phénomène (risque possible. . .)
- absolu—quantitative : 1 scénario considéré et la projection d’une valeur
- comparative—qualitative : 2(ou+) scénarios considérés et une qualification de leur différence (+/–)
- comparative—quantitative : 2(ou+) scénarios considérés et estimation de leur différence

Comme nous avons vu précédemment, le choix entre ces types d’indication relève d’un questionnement, lequel, respectivement pour chaque indication, pourrait être :

- absolu—qualitative : “la **SIT** présente-t-elle un risque de. . . ?”
- absolu—quantitative : “dans le scénario de **SIT** de combien estime-t-on la variation/le risque de/la contribution à. . . ?”
- comparative—qualitative : “est-ce que la **SIT** a plus de chances de. . . que sa non mise en œuvre ?”
- comparative—quantitative : “de combien estime-t-on le risque de /contribution à. . . de la mise en œuvre de la **SIT** par rapport à sa non mise en œuvre ?”

Gardons cependant à l’esprit que qualitatif et quantitatif ne sont pas strictement opposés, comme le sont par exemple fonctionnel *versus* non-fonctionnel (voir section 3.1.3). Le curseur entre les deux est donc à positionner pour chaque cas, en fonction du sens de la question, mais aussi en fonction des données et modèles disponibles.

Par ailleurs un phénomène est indépendant de la façon de le considérer et la façon de le considérer est constitutif d’une problématique. Autrement dit, il est envisageable d’identifier plusieurs types d’indication pour un même phénomène. On le verra par exemple au regard de la contribution au changement climatique (section 7.8) et dont l’analyse fera l’objet des chapitres 8 et 9.

### 4.3 Phase 3: évaluation

La troisième phase de la méthode consiste à renseigner les indicateurs de chaque indication environnementale retenue afin d’estimer les conséquences environnementales du projet. D’un point de vue pragmatique, cela consiste à décrire, pour chaque indication, un ensemble de données, permettant de renseigner l’indicateur. Lorsque les indicateurs le requièrent, cet ensemble de données est composé de données analytiques, d’analyses statistiques, et de modèles d’ordres industriels et biophysiques. Cet ensemble est par conséquent propre à chaque indication environnementale mais certains éléments peuvent être communs à plusieurs<sup>2</sup>. Cet ensemble particulier peut s’apparenter à un *modèle de données* (voir encadré 3), regroupant des informations

2. On le verra notamment par la suite entre les indications absolue—quantitative et comparative—quantitative concernant l’impact sur le climat, dans les chapitres 8 et 9.



industrielles et biophysiques pour l'évaluation environnementale de la **SIT**.

L'approche pour créer le modèle de données peut être comparée à celle pour le système de produit décrit dans les lignes directrices de la méthode d'**ACV** [3]. Nous l'utiliserons donc comme référence pour en spécifier les différences.

### Encadré 3

#### Modèle de données

Un *modèle* est une projection de quelque chose, l'organisation d'informations, dans un but particulier. Selon Epstein [73] nous ne modélisons pas uniquement dans le but d'expliquer ou de prédire. Epstein énumère ainsi seize autres raisons, autres de la prédiction, de construire un modèle, dont notamment guider la collection de données.

Dans cette vision élargie, nous désignerons par *modèle de données* un ensemble particulier d'informations industrielles et biophysiques, décrites dans le but d'estimer une conséquence environnementale du projet de **SIT**.

### 4.3.1 Conception du modèle de données

Pour concevoir le modèle de données il faut identifier un **point de départ**. En comparaison, le point de départ de la conception du “système de produit” en **ACV** est une fonction remplie<sup>3</sup> [125]. Dans le cas d'une **SIT**, le point de départ pour constituer le modèle de données sont les *changements engendrés par la mise en œuvre des synergies*.

Du fait que l'on ait affaire à des changements, il pourrait être alors tentant de faire un rapprochement avec l'**ACV** dite “conséquentielle” (voir encadré 4).

Nous avons vu en introduction un certain nombre de limites que présente l'**ACV** pour notre contexte d'évaluation environnementale, notamment le recours à la comparaison et l'analyse de performance avec l'**UF** [109] (voir page 6) qui n'est pas adéquat pour l'étude des changements industriels engendrés par une **SIT**.

3. Tous les éléments permettant de remplir la fonction font partie du système de produit.

## Encadré 4

## Note sur l'ACV conséquentielle

L'**ACV** conséquentielle repose sur la préoccupation des changements engendrés par un nouveau produit ou un changements de production de ce dernier : “quelles conséquences si” *versus* “quel état des choses aujourd’hui”.

En terme pratique, la différence réside non pas tant dans les processus industriels élémentaires en tant que tels, mais dans l'inventaire que l'on en fait. Par exemple entre choisir un mix énergétique donné ; et la modification de ce mix, compte-tenu par exemple

- d'un changement d'affectation d'une des sources d'énergie ;
- de l'inclusion d'une nouvelle source d'énergie ;
- d'une variation d'usage de la quantité d'électricité par un aménagement, ou une technologie particulière, engendrant une variation dans ce mix énergétique ; etc.

Il est alors jugé préférable d'utiliser l'approche conséquentielle à l'approche classique dite “attributionnelle” lorsqu'il est possible d'estimer si le produit en question (nouveau, changement) a une importance certaine sur un marché donné. Certains auteurs proposent à cette fin des “échelles économiques” pour considérer la marginalité de changements au regard des systèmes économiques dans lesquels ils interviennent [91]. D'autres restent prudent sur de telles considérations et préconisent de justifier d'une manière ou d'une autres de l'effectivité de changements escomptés dans un marché, et à défaut, de considérer des perturbations marginales de marchés globaux, linéaires et donc similaires à l'approche attributionnelle [234].

Il n'existe ainsi pas de consensus en ce sens et aucune description méthodologique n'a pour l'heure été faite pour éviter aux praticiens d'omettre des processus [109].

Le **modèle de données** correspond ici à l'organisation de l'ensemble des “processus” de pressions, industriels et biophysiques, liés aux changements industriels engendrés, **directs** et **indirects**, **induits** et **évités**, en fonction de l'objectif qu'est l'indication environnementale fournie au travers de l'indicateur (fig. 4.4).

Le modèle de données peut alors faire référence à des processus industriels ou des produits (comme des mix énergétiques) à considérer à hauteur de la marginalité, ou non, que leur usage dans un scénario donné engendre. Il est ainsi tout à fait envisageable de considérer des changements structurels “marginaux” dans un scénario “tendanciel”, qui correspondrait justement à la non mise en œuvre de changements structurels par une **SIT**. Par exemple, le changement d'un mix énergétique au cours des prochaines années, indépendant de la **SIT**. Rappelons cependant ici que notre objet d'étude est la **SIT**, et donc éventuellement la comparaison des changements que celle-ci opéreraient par rapport à une situation tendancielle, mais pas la situation tendancielle en tant que telle.

Un parallèle avec le concept d'**ACV** conséquentielle est donc intéressant au regard de certains outils utilisés à cet effet, mais cela reste hasardeux sur le plan méthodologique.

Pour décrire la structure du modèle de données on procède de manière similaire à l'**ACV** [3], à la différence qu'au lieu de partir d'une fonction du système, on part des changements engendrés par la mise en œuvre des synergies, désignées par la suite par “circuits”. On identifie alors les flux de produits, de matières et d'énergie, engendrés par les circuits, entrant et sortant des processus industriels mis en œuvre

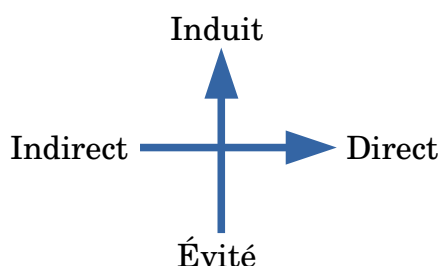


Figure 4.4 – Topologie des perturbations dans le métabolisme territorial, à transcrire pour chaque modèle de données. Les changements industriels induits au travers de l'envisagement d'un scénario peuvent être à confronter aux évitements que ce scénario présente, comparativement à un ou d'autres scénarios. Les changements industriels directs correspondent par exemple à l'établissement d'une nouvelle installation de transformation et les consommations d'énergies afférentes. Les changements indirects sont collatéraux aux changements directs, comme par exemple la manufacture de produits utilisés (ou évités) par la **SIT** mais élaborés par ailleurs. Un changement indirectement évité peut être par exemple la réduction de la fabrication d'engrais (indirecte) consécutive à la substitution de l'usage de cet engrais de synthèse par un engrais organique (évitements).

(ex. co-compostage de **produits résiduaux organiques (PRO)**).

Le modèle de données présente ainsi des particularités par rapport au système de produit en **ACV** :

- le modèle de données est spécifique à chaque indication environnementale ;
- le modèle de données peut également intégrer des modèles biophysiques ;
- les flux de produits, matières et énergie sont considérés en tant que tels, et ne sont pas rapportés à une **UF**.

En effet, la méthode **ACV** suggère un système de produit invariant quelle que soit l'indication environnementale. Par ailleurs la vision dualiste écosphère–technosphère rejette l'idée d'un même système biophysique–industriel. Sur le plan méthodologique, dans la conception anthropocentrée de l'environnement décrite dans les chapitres 2 et 3, cette dualité est en effet inadéquate.

Nous avons décrit (section 4.2.2) une typologie d'indications environnementales dont une dimension repose sur la différence entre d'une part la **comparaison** de deux scénarios et d'autre part l'analyse dans l'**absolu** d'un scénario.

Ce besoin de distinction repose sur la nature de l'information environnementale à fournir, et doit par conséquent être retranscrite dans le modèle de données, pour permettre par la suite d'inventorier les pressions et estimer les conséquences environnementales.

Pour une **analyse absolue**, le modèle de données est constitué à partir des flux émanant des processus industriels envisagés ou mis en place (ex. co-compostage de **PRO**). Dans ce cadre d'analyse absolue il n'y a pas d'évitement à considérer, mais uniquement les processus industriels escomptés, dans le temps de la représentation des scénarios. Par exemple le recyclage d'un **PRO** en agriculture n'évite pas un autre processus d'usage ou de traitement. La conséquence environnementale est ainsi estimée au regard de la contribution des processus industriels envisagés dans le cadre du projet de **SIT**.

Une **analyse comparative** reposera quant à elle sur les modifications induites par la **SIT** dans le métabolisme territorial. Il ne s'agit plus tant d'estimer ce qui est mis

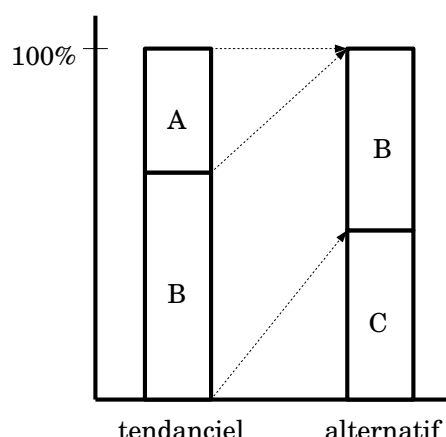


Figure 4.5 – Schéma générique de substitution de filières. Dans le scénario *tendanciel* (c’est à dire l’évolution de la situation actuelle sans la mise en œuvre de la **SIT**), un flux de matière particulier (ex. un **PRO**) est géré par les filières A et B, respectivement les volumes  $V_A$  et  $V_B$ . Dans le scénario *alternatif* au scénario tendanciel (c.-à-d. mise en œuvre de la **SIT**) le volume  $V_C$  de ce flux est également géré par la filière C, mais plus par A.

L’élaboration de la **SIT** (scénario alternatif) permettrait de gérer le volume  $\Delta C (= V_C - 0)$  du produit résiduaire. Elle induirait aussi une diminution du volume  $\Delta A (= 0 - V_A)$  par la filière A et  $\Delta B (= V_{B_{opt}} - V_{B_{ten}})$  par la filière B. Ce sont ces différences qui sont à considérer dans une analyse comparative du scénario alternatif (**SIT**) et non les volumes en soit (qui sont considérées dans une analyse absolue)

en œuvre, mais plutôt les interférences avec des filières existantes, territoriales ou extra-territoriales, avec notamment des substitutions de filières et processus (voir figure 4.5). Cela invite donc à considérer les différences en terme de métabolisme industriel avec un scénario tendanciel, c’est à dire les différences avec une évolution de la situation actuelle sans la mise en œuvre de la **SIT**.

Dans les deux cas, analyse absolue et analyse comparative, il sera nécessaire de discuter et statuer sur l’exclusion de processus industriels et biophysiques. Comme nous l’avons vu, à la différence de l’**ACV** où le système de produit se limite à des informations industrielles<sup>4</sup>, le modèle de données intègre conjointement des informations de natures “biophysique” et industrielle. Ces inclusions/exclusions correspondent en **ACV** aux “frontières du système”, lesquelles sont relatives à chaque cas particulier de système de produit (ici également, à chaque modèle de données) et intègrent des critères de coupure. Dans la pratique des règles de coupures sont proposées après une première analyse “*screening*” qui a pour but d’identifier les étapes du cycle de vie du produit qui sont prépondérantes dans l’analyse d’impact et qui guide l’effort d’inventaire [125].

Quant aux “frontières biophysiques”, celles-ci sont précisées au travers du choix des modèles représentant des mécanismes biophysiques (ex. volatilisation de  $N_2O$  après redéposition de  $NH_3$  consécutive à son émission après apport de matière organique au sol), et donc leur inclusion ou exclusion. Ces choix doivent être faits à la lumière des connaissances relatives aux mécanismes biophysiques mis en jeu, la validité de

4. On notera que dans certains contextes, notamment agronomiques, cette conception dualiste technosphère-écosphère présente des limites [225]

leurs représentations (modèles) dans les milieux concernés (sols, climat...) et leur finesse au regard des données disponibles ou estimables (voir fig. 4.6).

De par la nature des **SIT** deux points nous semblent essentiels à soulever.

- Le premier concerne le caractère explicite de la temporalité et la spatialité de certains processus de pression. En effet, une **SIT** peut avoir recours par exemple à des produits manufacturés quelque part dans le monde et préalablement à la mise en œuvre des circuits ; ou alors manufacturés pendant la mise en œuvre de la **SIT**, mais dont l'estimation temporelle effective est en tous les cas hasardeuse [224], comme par exemple des engrais minéraux, du diesel, du matériel de transport... Pour ces processus, on pourra avoir recours à une règle d'affectation par la responsabilité, comme c'est le cas en **ACV**, c'est à dire qu'on considère des émissions afférentes au moment de l'acquisition dans le cadre de la **SIT**.
- Le deuxième est inhérent au contexte pratique d'une **SIT**, puisqu'elle concerne l'affectation de processus en amont de la création de co-produits. Dans la méthode d'**ACV**, on l'a vu, on ne conçoit qu'un seul système de produit pour toutes les indications environnementales. Cela a pour conséquence qu'on étend les frontières du système de produit, en considérant notamment qu'un co-produit est recyclé, ou du moins recyclable.

Le processus d'allocation peut se faire au travers de règles, toutes basées sur des problématiques de produits/co-produits (individuellement) : taux de recyclage dont on considère des chaînes de produits réels ou théoriques, engendrées ou substituées ; usage/fonction *a posteriori* du produit ou de la matière recyclée...

Ces règles s'appliquent selon des critères physiques (masse, contenu énergétique) ou financiers [3, 79], et selon un choix entre l'un d'entre eux qui reste subjectif et doit donc être clairement compris et décrit [121].

Dans le contexte d'une **SIT** où le recyclage est l'idée centrale, les règles d'allocation avancées pour l'**ACV** ne coïncident pas : on a rapidement affaire à un nombre de sous-produits (ou co-produits qui *a priori* constituent une charge) pour lesquels plusieurs règles d'affectation pourraient se voir appliquées (certains pourraient avoir des valeurs financières, d'autres pas, voire négatives) et indépendamment de la problématique du choix du critère d'affectation (physique ou financier). Sans aller vers une démonstration par l'absurde qui pourrait consister ici à décrire un cas d'étude théorique pour lequel il nous reviendrait de poser un nombre de questions sans réponses, il suffit d'imaginer l'application de ce type de règles, et envisager quels en seraient les critères, par exemple concernant un co-compostage de différents **PRO**, pour s'en convaincre.

Deux éléments méthodologiques permettent de catalyser ce problème d'allocation et de frontières du système :

1. la focalisation du modèle de données sur une indication environnementale, absolue ou comparative, distinguant d'une part ce qui est envisageable en termes de réalisation et d'autre part une observation de ce qui pourrait être évité ;
2. le principe de responsabilité du produit, qui consiste à répondre à la

question : est-ce que le co-produit est responsable de sa production ? Dans la plupart des cas, mais sans pour autant généraliser, compte-tenu du contexte de recherche d’une “symbiose industrielle”, nous aurons affaire à des sous-produits, et la réponse à la question de la responsabilité est évidemment négative. Pour les autres il faut argumenter dans quelle mesure le co-produit est en partie responsable de sa production pour trouver une réponse pertinente au cas précis.

### 4.3.2 Constitution du modèle de données

Pour chaque modèle de données, une fois les sources de pression identifiés, il faut apporter les éléments permettant de renseigner l’indicateur.

En fonction du type de l’indication et de la complexité industrielle et biophysique pour y répondre, il peut être nécessaire d’avoir recours à des modèles : des bases de données, des modèles de simulation, des modèles biophysiques, statistiques, mécanistes ou experts, dynamiques, à état d’équilibre ou atemporels.

Pour les indications qui en requièrent, il n’y a pas une batterie de modèles prédéterminés parmi lesquels il y aurait à choisir ; l’équipe d’appui scientifique (*technical team*, voir section 6.1) doit discuter et identifier les modèles les plus appropriés permettant de faire le pont entre la représentation des changements industriels et les informations biophysiques fournies par les modèles pour renseigner l’indicateur. Bien que nécessairement subjectif et pragmatique, le choix des modèles biophysiques appropriés repose donc sur une *discussion portant la représentation des mécanismes environnementaux mis en jeux* (voir figure 4.6).

Autrement dit, il s’agit ici d’arbitrer entre la considération d’un grand nombre de variables ou paramètres, certains environnementaux et d’autres “agissables” [107], et une nécessité exprimée de simplification, toutes choses égales par ailleurs. C’est en effet en considérant ce type de variabilités que le **Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat (GIEC)** préconise dans la méthode d’inventaires des émissions de **gaz à effet de serre (GES)** [90] d’utiliser des modèles spécifiques plutôt que génériques, mais uniquement lorsque cela est possible ; c’est notamment la démarche utilisée pour les inventaires d’émission de **GES** en France dont l’outre-mer [87, 46].

Dans le processus de constitution du modèle de données il est essentiel de chercher à renseigner l’indicateur environnemental de manière à pouvoir rendre compte d’une information conformément (*compliance*, voir fig. 4.3) à celle identifiée d’intérêt.

Cela signifie que dans le couplage (fig. 4.6), en cas d’inadéquation entre la granularité de représentation des processus industriels (par simulation ou autre) et modèles biophysiques, par exemple si la granularité d’un modèle biophysique est plus fine que les informations industrielles permettant de le renseigner, il faut chercher prioritairement à maintenir celle du modèle biophysique et élever celle de l’information industrielle, plutôt que l’inverse.

Dans notre démarche la justesse primant néanmoins sur la précision (*accuracy* vs. *precision*, voir section 4.2.1) il est envisageable d’abaisser la finesse de représentation des mécanismes biophysiques tant que celle-ci ne se justifie pas au regard de la justesse de l’information (conformité) requise pour l’évaluation. Par exemple, comme

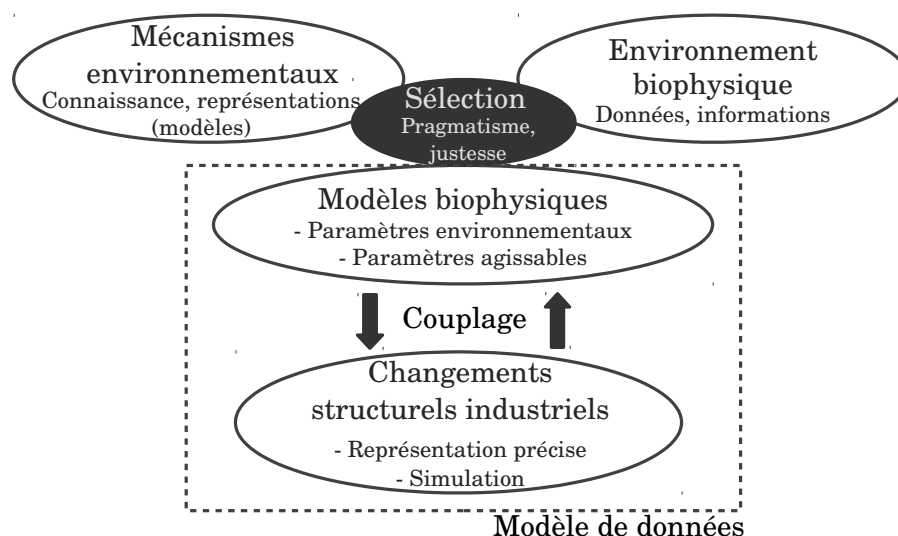


Figure 4.6 – Illustration de la structuration du modèle de données. Les modèles biophysiques représentent des mécanismes dans certains domaines de validité, parfois toutes choses égales par ailleurs. Le choix de l'utilisation de modèles biophysiques pour une échelle territoriale nécessite alors un compromis entre justesse et pragmatisme, là où les connaissances relatives à l'environnement biophysique sont lacunaires, tout en tenant compte de la dimension temporelle le cas échéant.

nous le verrons pour la contribution au changement climatique dont le pas de temps d'estimation est de l'ordre de l'année, il n'est pas nécessaire de chercher à utiliser des modèles d'émission de GES avec un pas de temps journalier, s'il existe des coefficients d'émission englobant plusieurs semaines.

De telles démarches d'intégration et de couplage entre modèles biophysiques et industriels ont été proposées, explorées et font encore l'objet de recherches ; elles mettent notamment en lien le processus de création et modélisation de connaissances dans des approches contextualisées et territoriales [229]. La figure 4.6 est ainsi très proche de la modélisation du processus d'interaction entre biophysique et industriel illustrée par Wassenaar *et al.* 2014 [229, fig.2], à la différence qu'il s'agit dans notre cas d'une sélection (pragmatique) de modèles, susceptible d'aboutir à des modèles non paramétrés comme des facteurs d'émission, ou des modèles qui dépassent le contexte territorial (ex. climat).

Pour résumer, certaines indications environnementales nécessitent de recourir à des *modèles de données* complexes, regroupant des modèles industriels et biophysiques. La recherche d'une correspondance entre ces modèles de différentes natures est une démarche en soi. Elle nécessite d'avancer de manière itérative entre (1) la finesse des représentations des mécanismes biophysiques *a priori* envisageable et nécessaire au regard de l'indication à fournir, et (2) la finesse de représentation des processus industriels dont on dispose. Ces itérations permettent de conclure sur la précision nécessaire de l'inventaire industriel, notamment en termes de temporalité et de spatialité.

Aussi, la dimension temporelle de l'analyse dépend de l'adéquation entre la perspective temporelle des conséquences environnementales et la capacité de

représentation des circuits de la **SIT**. La justesse de l'analyse repose ainsi essentiellement sur les capacités d'analyses prospectives des scénarios considérés. Pour faire de telles analyses prospectives, il peut être pertinent d'avoir recours à des outils informatiques, tels que la simulation orientée agents [51, 19], qui peuvent également faire appel à des inventaires de données statiques pour l'évaluation environnementale [52].



## Conclusion de la partie I

Nous avons exposé en introduction l’absence d’un cadre méthodologique permettant d’évaluer de manière pertinente les conséquences environnementales de projets de facilitation de symbiose industrielle territoriale (**SIT**). Nous avons par ailleurs mis en avant l’absence de fondements épistémologiques encadrant le concept de conséquences environnementales. Ainsi la plupart des méthodes d’évaluation envisagées n’adressent pas nécessairement l’environnement dans le sens d’une représentation intersubjective, ou communs à différents sujets ou acteurs, d’éléments “naturels” ; alors que d’autres sont basées sur des démarches sectorielles qui ne sont pas compatibles avec l’idée d’estimer les conséquences de changements industriels structurels intersectoriels.

Au travers de ces méthodes, l’idée de conséquences environnementales est soit absente ou sous entendue (ex. en **MFA**), soit envisagée au travers de problématiques environnementales trop générales et génériques, puisque qu’en l’occurrence elles sont conçues pour des problématiques industrielles non situées. Le cas de l’**ACV** est en ce sens tout à fait intéressant puisque cette méthode est particulièrement documentée et largement mise en avant pour l’évaluation de tels projets.

Cependant elle a été initialement conçue pour répondre à des problématiques partant du point de vue de produits, pour des échelles macro-économiques (nationale, trans-nationale). Dans cette optique, des propositions méthodologiques ont été formulées, telles que :

- la linéarisation (algébrique) du problème d’attribution de problématiques environnementales à des processus industriels —la proposition méthodologique consiste en des listes d’indicateurs environnementaux basées sur une conception techno- et éco-centrée de l’environnement, et qui n’adressent pas l’environnement dans ses dimensions sociales ;
- la modélisation de systèmes de produit normés (au sens mathématique) par une **UF** —ceci permet de comparer différents produits remplissant une même fonction (idée de dématérialisation), ce qui est adapté aux caractères a-spatial et a-temporel d’un produit.

Dans le chapitre 2 nous avons montré les limites de cette conception hybride techno- éco-centrée de l’environnement. D’une part cette conception hérite d’une caractéristique intrinsèque aux deux premières qui est l’augmentation permanente de phénomènes d’intérêt avec les connaissances que l’on en a. D’autre part il est compliqué de délimiter les caractéristiques sémantiques, spatiales et temporelles, pour lesquelles des groupes d’“experts” tentent d’identifier des “meilleures pratiques” ou des “consensus”.

Par ailleurs, cette approche de conception de l’environnement est éloignée, et s’éloigne par son développement complexe interne, d’une représentation de l’environnement perçue par des acteurs “habitants”, pourtant essentiels dans les mobilisations environnementales, et rejette ainsi la problématique de l’ambiguïté de l’environnement vis à vis des acteurs.

Nous en avons conclu le besoin de constituer une méthode d’évaluation environnementale basée sur une conception anthropocentrée faible de l’environnement, afin de lever cette ambiguïté en considérant la perception de différents acteurs d’une **SIT** de

l'environnement et en identifiant un cadre de représentation commun de l'environnement.

Dans le chapitre 3 nous avons présenté les bases épistémologiques d'un tel cadre de représentation de conséquences environnementales. Ce cadre est fondé sur quatre éléments clés de représentation de l'environnement, que nous avons identifiés à partir de littératures de différentes disciplines qui ont trait aux relations intrinsèques entre entités anthropiques et environnement.

Ce cadre est composé de trois environnements : l'environnement des habitants, l'environnement métabolique, l'environnement global. De manière indépendante, ce cadre constitue une base logique qui peut être intégrée dans une méthode participative d'évaluation de conséquences environnementale d'un projet de SIT.

Finalement, dans le chapitre 4 nous avons présenté cette méthode d'évaluation environnementale intégrant ce cadre de représentation de conséquences environnementales comme base logique. Cette méthode est décrite en trois étapes :

1. identification de phénomènes d'intérêt, à partir de la base logique et dans les trois environnements ;
2. conception d'indicateurs, où on traduit ces phénomènes environnementaux en indications (typologie) et indicateurs (représentation d'un phénomène selon la typologie choisie) ;
3. évaluation, où on conçoit et renseigne le modèle de données pour chaque indication environnementale ; la typologie et la nature de l'indication peuvent amener à des modélisations plus ou moins complexes, pouvant aller d'un simple inventaire, à de la simulation prospective territoriale renseignant plusieurs modèles biophysiques.

Nous synthétisons cette méthode, sous la forme d'un arbre de décision, sur la figure 4.7. La démarche commence à partir de la description de scénarios de mise en œuvre de circuits. Elle repose sur les trois actions : identifier les phénomènes environnementaux, décrire des indicateurs afférents et estimer les conséquences environnementales.

Ce cadre méthodologique (base logique et méthode) propose une approche avec quelques éléments en communs, mais globalement à contre courant de celle communément employée en ACV.

Tout d'abord, nous rejetons le paradigme de comparaison avec l'UF pour l'évaluation environnementale de SIT, autrement dit la réduction d'un projet de SIT à une fonction. "La fonction" d'une SIT dépasse largement le cadre d'une évaluation environnementale : chaque acteur serait en mesure d'attendre des "retours fonctionnels" d'une SIT, et probablement des fonctions "environnementales"...

Ce paradigme étant inapproprié dans notre cas, nous proposons une alternative qui considère en tant que tels les changements engendrés par la mise en œuvre des synergies sur le territoire.

Cette limite concerne strictement l'évaluation du projet en soi, mais ne concerne par certains produits dont il pourra être fait mention d'une quantité "fonctionnelle" dans les modèles de données ; par exemple 1 kWh d'électricité, ou 1 tonne d'engrais etc. Nous suggérons aussi qu'à chaque indication environnementale, de par sa nature et sa typologie, ne corresponde qu'un modèle de données, lequel, *a fortiori*, après

avoir identifié l'indication environnementale afférente.

Nous illustrerons ces propositions méthodologiques dans la seconde partie.

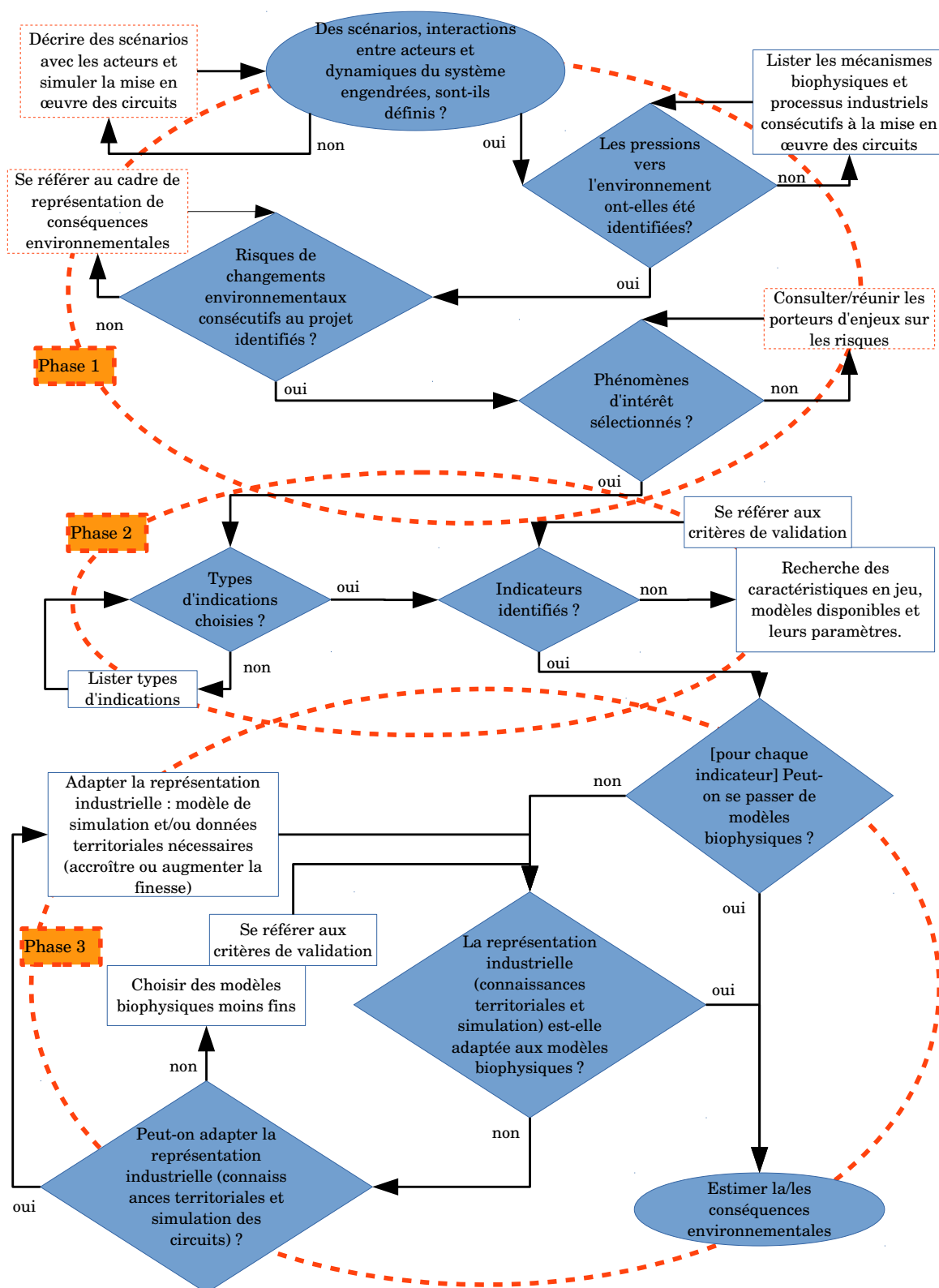


FIGURE 4.7 – Arbre de décision de la méthode d'évaluation environnementale

## Deuxième partie

### Cas d'étude :

Application à la conception de la  
gestion territorialisée des résidus  
organiques en agriculture dans  
l'ouest de la Réunion



## Introduction de l'étude de cas

La problématique de la thèse que nous avons formulée, “comment considérer et estimer les conséquences environnementales d’un projet de **SIT** facilitée<sup>5</sup>”, est d’ordre méthodologique.

Nous avons jusqu’ici mis en évidence un certain nombre de limites actuelles pour l’évaluation environnementales de **SIT**. Ces limites tiennent essentiellement de l’inadéquation de méthodes d’évaluation environnementales pour considérer des caractéristiques intrinsèques aux **SIT** ; caractéristiques à la fois techniques et sociales. Partant de ce constat et des sources méthodologiques afférentes, nous avons présenté dans la partie **I** un cadre méthodologique permettant d’évaluer les conséquences environnementales de **SIT**.

La démarche qui a mené à l’élaboration de ces propositions méthodologiques, comme itération dialectique entre théorie et expérimentation (envisagement, analyse épistémologique et sémantique d’outils, étude), n’est pas un processus linéaire. C’est pourtant la logique que nous avons choisie pour la rédaction de ce manuscrit : une structuration linéaire exposant d’abord la méthode puis le cas d’étude ; logique rédactionnelle qui s’avère peut-être plus adaptée pour comprendre la résultante de cette recherche et la finalité applicative.

Il est néanmoins important de garder à l’esprit qu’au travers de la démarche de recherche hypothético-déductive mettant en jeu une dialectique itérative entre l’objet thématique et méthodes d’évaluation environnementale, le cas d’étude a servi de support au développement de la méthode ; cas d’étude qui est donc ici illustratif et qui ne peut en soi prétendre confirmer ou infirmer la méthode. En effet, la recherche méthodologique concomitante à l’application a consisté à envisager des approches dont le cas d’étude a permis de révéler les impasses méthodologiques qu’elles représentaient.

Dans cette seconde partie nous illustrons et détaillons donc une application de la méthode.

Nous commencerons par présenter le cas d’étude, le projet GIROVAR (chapitre **5**) : son contexte, les circuits envisagés pour valoriser des résidus organiques en agriculture à la Réunion, l’approche qui a été entreprise pour les représenter avec le modèle UPUTUC. GIROVAR et UPUTUC constituent des dispositifs existants sur lesquels les travaux menés au cours de cette thèse ont eu une contribution non structurante.

Puis, suivant la méthode exposée dans la première partie, nous identifierons les phénomènes environnementaux d’intérêt (chapitre **6**) que nous traduirons en indicateurs après une sélection typologique pour chacun (chapitre **7**). Dans la mesure où l’évaluation environnementale de ce cas d’étude est illustrative de la méthode présentée dans la première partie, nous nous focaliserons sur un des phénomènes d’intérêt du projet GIROVAR, en l’occurrence la contribution au changement climatique. Ce choix s’appuie notamment sur le fait que pour ce phénomène d’intérêt, deux types d’indications ont été retenus ; et aussi parce que les modèles de données élaborés requièrent l’usage de modèles industriels et biophysiques de nature différentes et nécessitent d’être couplés à un modèle de calcul d’impact climatique qu’il a été nécessaire de concevoir dans le cadre de cette thèse. La contribution au

---

5. Dont nous faisons référence par l’acronyme **FRIS** dans les sections en anglais.

changement climatique est ainsi traitée dans les chapitres 8 et 9, qui traitent chacun d'un type d'indication identifié d'intérêt : le premier propose une analyse absolue de la contribution au changement climatique ; le second en propose une analyse comparative. La contribution au changement climatique est par ailleurs susceptible d'être d'intérêt pour la plupart des projets de SIT.

Le chapitre 6 est une reprise partielle de *Dumoulin et al. 2016. A framework for accurately informing facilitated regional industrial symbioses on environmental consequences. Journal of Industrial Ecology.* —section originale *Illustrative case study : environmental phenomena of interest of a FRIS in Réunion.*



# Chapitre 5

## Cas d'étude : le projet GIROVAR

### Sommaire

<b>5.1 Contexte</b>	<b>58</b>
<b>5.2 Promesse plausible</b>	<b>58</b>
<b>5.3 Conception des circuits</b>	<b>60</b>
<b>5.4 Description des scénarios</b>	<b>60</b>
<b>5.5 Modélisation et simulation</b>	<b>64</b>

**Résumé** — Nous présentons dans ce chapitre le projet GIROVAR, Gestion Intégrée des Résidus Organiques Valorisés en Agriculture à la Réunion, qui constitue notre cas d'étude. Ce projet avait pour but de concevoir de manière participative des filières de recyclage de matières organiques résiduelles en agriculture, intégrées dans le territoire. GIROVAR a ainsi mobilisé un certain nombre de partenaires, industriels, institutionnels, agriculteurs, société civile.

Des interactions avec le processus d'évaluation environnementale ont eu lieu lors de réunions techniques. Ces interactions ont servi d'expérimentation aux phases 1 et 2, respectivement l'identification de phénomènes d'intérêt (chapitres 6) et conception des indicateurs afférents (chapitre 7).

Afin d'étudier la conception des filières, la mise en œuvre des circuits : collecte, transformation et commercialisation de trois produits, fertilisants et amendements organiques, a été modélisée par une approche orientée agents. Cette approche de modélisation permet la simulation dynamique de systèmes complexes composés d'agents "intelligents" et est adéquate pour représenter la complexité de la mise en œuvre de filières sur des territoires. L'implémentation des circuits a été simulée dans un scénario appelé "optimal". Afin que leur mise en œuvre puisse être comparée à l'évolution de la situation actuelle mais sans la mise en œuvre de la SIT, leur non-implémentation a été simulée dans un scénario appelé "tendanciel".

## 5.1 Contexte

La Réunion présente de forts potentiels en termes de **SIT** et notamment concernant les activités agricoles et agro-industrielles. Son développement, alimentées par une croissance de la population, est contrainte (1) géographiquement, par son confinement sur une île relativement petite et isolée dans l'Océan Indien et (2) économiquement en raison de contraintes économiques et de réglementation qui ne s'appliquent pas aux pays voisins, et (3) par son partitionnement : la disjonction entre certains piliers de l'économie locale que sont l'agriculture, l'élevage et la consommation humaine, engendre des problèmes de gestion de déchets [232].

La grande majorité des denrées alimentaires est importée et il en est de même avec l'alimentation animale destinée aux élevages. Hormis une très faible exportation de fruits et d'aliments transformés, le principal secteur d'exportation d'origine agricole est l'industrie sucrière : le saccharose, pratiquement dépourvue de nutriments. Une **MFA** de l'île de La Réunion mettrait rapidement en évidence l'immense puits de nutriments qu'elle constitue, résultant d'un net déséquilibre entre les fortes importations (nourritures, engrais de synthèse...) et les faibles exportations. Presque toutes les surfaces agricoles sont fertilisées avec des engrais importés, qui dus à leurs coûts élevés et leur disponibilité irrégulière, constituent une contrainte de la production agricole.

Par ailleurs, l'ambition de relocaliser la production de viandes sur l'île est gênée par le fait que les déjections animales sont gérées comme des déchets à épandre sur des surfaces agricoles dans des conditions limitées par les plans d'épandage. Ces espaces agricoles sont néanmoins limités et ne représentent que 17% de l'espace, qui plus est montagneux [232].

De manière similaire, la croissance de la population et la généralisation progressive du tout à l'égout engendre de manière concomitante l'augmentation de la quantité d'eaux usées à traiter. La création et la mise en conformité des installations de traitement des eaux usées réduit par ailleurs significativement la perte de nutriments dans l'océan, avec pour corollaire une augmentation de la production de boues de stations d'épuration, jusqu'à présent dépourvus de débouché légal et socialement-politiquement accepté.

Le recours à une **SIT** devient alors essentiel : pris séparément, aucun des résidus organiques n'est distribué sur le territoire et dans le temps de manière à répondre à l'ensemble des besoins agronomiques, que ce soit pour la canne à sucre, les prairies ou le maraîchage.

Par ailleurs, la fertilisation se fait généralement en une application et nécessite alors d'envisager la combinaison de divers matières brutes en des engrais organiques plus équilibrés et stabilisés que les matières brutes, en plus de répondre à des critères de stabilité et sanitaires...

## 5.2 Promesse plausible

Alors qu'une **SIT** semble une solution prometteuse pour résoudre ces problèmes, sa mise en œuvre nécessite un processus de facilitation. Dans la continuité de précédentes initiatives visant le développement du recyclage de matières organiques

en agriculture, le Cirad, qui bénéficie d'une légitimité concernant les problématiques agricoles à La Réunion, a lancé en 2011 un projet de **SIT** en partenariat avec six autres organisations : la Chambre d'agriculture de La Réunion, le Lycée professionnel agricole de Saint-Paul, l'intercommunalité du **Territoire de la côte ouest (TCO)**, la régie autonome de la ville de Saint-Paul (La Créole), la Fédération régionale des coopératives agricoles, la Société industrielle des engrais de la Réunion [230].

La coopération de chercheurs de deux unités de recherche : *Green* et *Recyclage & risque* du Cirad, la première plutôt axée sur le volet sociales de la gestion des ressources et la deuxième sur la partie thématique territoriale qu'est la valorisation agronomique de matières organiques, a permis d'élaborer d'un protocole organisationnel pour la conception de "solutions plausibles" de gestion agronomique de **PRO** au niveau du territoire. Ce protocole repose sur une approche d'accompagnement suivant le paradigme "*follow-the-technology*" proposé par Douthwaite *et al.* [60] et en opposition à celui de "transfert de technologie", pour que ces solutions plausibles puissent être basées sur des connaissances légitimes, crédibles et pertinentes [197] au regard des acteurs.

Les acteurs sont ainsi associés au processus de conception de circuits de valorisation (co-conception de scénarios) et d'évaluation des conséquences plausibles de ces derniers.

Dans cette approche, l'équipe pilote, coordonnée par le Cirad, se positionne comme acteur facilitateur de la **SIT**.

L'exploration des "solutions plausibles" est initialisée au travers de diagnostics participatifs qui a résulté en un large consensus à propos de l'importance de la mise en œuvre d'une **SIT**.

Des boucles de co-conception itératives sont effectuées pour progressivement décrire avec précision une **SIT** crédible, légitime et pertinente, ainsi que les conséquences qu'une telle innovation engendrerait [197].

Des solutions préliminaires de **SIT** sont ainsi progressivement amendées à partir de retours provenant de divers évaluations (économique, réglementaire, sociale, logistique. ...).

Transformer des matières organiques d'origines résiduelles en entrées pour les productions agricoles de manière intégrée au territoire constitue une voie de développement pour pérenniser les activités des acteurs. La promesse de faire sauter ces freins à la pérennité de leurs activités est un prérequis pour la réussite de la **SIT** dans le sens où la **SIT** constitue une solution particulière, adéquate à un contexte socio-économique et riche d'un potentiel d'émergence de collaboration et de confiance entre les acteurs [40, 14].

Le processus de facilitation de la **SIT** est essentiel pour répondre aux contraintes diverses et particulières (petits terrains escarpés et en pente; changements de pratiques de fertilisation qui puisse être adéquat; régime foncier incertain; faible trésorerie et nécessité de retour sur investissements rapides...), lesquelles ne pourraient s'auto-organiser spontanément.

Aussi, pris séparément, aucun des flux de matière organique d'origine résiduelle ne permet de répondre à de telles exigences, que ce soit en termes de distribution de nutriments, concentration, homogénéité et texture, disponibilité, stabilité, caractéristiques sanitaires, olfactives, réglementaires. ...

Ensemble, bien qu’ils présentent un fort potentiel en matière de synergie, ces réalisations nécessitent la création de nouvelles activités industrielles, ainsi qu’un nombre conséquent d’arrangements parmi une diversité de producteurs (de matières à recycler) et les autres parties prenantes.

### 5.3 Conception des circuits

La description progressivement détaillée des circuits résulte d’un processus d’échanges entre trois arènes de concertation : **institutionnelle**, **technique** et **pratique**, chacune permettant d’envisager des solutions légitimes à plusieurs niveaux [232]. L’arène institutionnelle, avec un comité de pilotage réunissant des représentants d’institutions (administrations, chambres consulaires...), fournit au projet et aux scénarios élaborés, une légitimité institutionnelle. L’arène technique, composée de chercheurs, ingénieurs, techniciens et agents des services de l’État, qui ont été cooptés par l’équipe projet au fur et à mesure des réflexions et des problématiques émergentes. L’expertise des différents intervenants confère à ce niveau une légitimité dans les solutions techniques qui auraient difficilement pu être élaborées autrement. Enfin l’arène pratique, au travers d’ateliers auxquels ont participé des représentants des groupes cibles : planteurs de canne à sucre, éleveurs de volaille, éleveurs porcins, éleveurs bovins, producteurs de fruits et légumes, aménageurs paysagers, services communaux des espaces verts, collecteurs de déchets verts, industriels, distributeurs d’engrais, exploitant de stations d’épuration.

Sur la figure 5.1 est schématisée l’évolution du projet avec la structuration des différents ateliers. Les étapes depuis le diagnostic jusqu’à la conception des circuits est présentée dans l’annexe A.

### 5.4 Description des scénarios

Le processus de concertation décrit précédemment a abouti à la description de différents scénarios alternatifs à un scénario référentiel appelé “tendanciel”, qui correspond à la continuité de la situation actuelle, dans lequel par exemple les effluents d’élevages seraient toujours écoulés dans le cadre de plans d’épandages. La seule modification considérée dans ce scénario tendanciel par rapport à la situation actuelle est une évolution normative, légalisant la pratique courante d’usage de l’écume de sucrerie sur canne. Dans ce scénario le compost de déchets verts serait toujours produit de manière excédentaire à la demande agricole, et la contractualisation des plans d’épandages ferait l’objet d’une rude concurrence. Par ailleurs les parcelles escarpées ou isolée auraient un accès toujours aussi limité aux matières organiques pour leur fertilisation [232].

Trois scénarios alternatifs au scénario tendanciel été envisagés ; leurs appellations (minimal, optimal, optimal+) dans le cadre du projet GIROVAR ne reflètent pas un véritable degré d’optimalité de la gestion des flux sur le territoire, mais sont plutôt une indication d’un certain degré d’implication de différents acteurs dans la SIT.

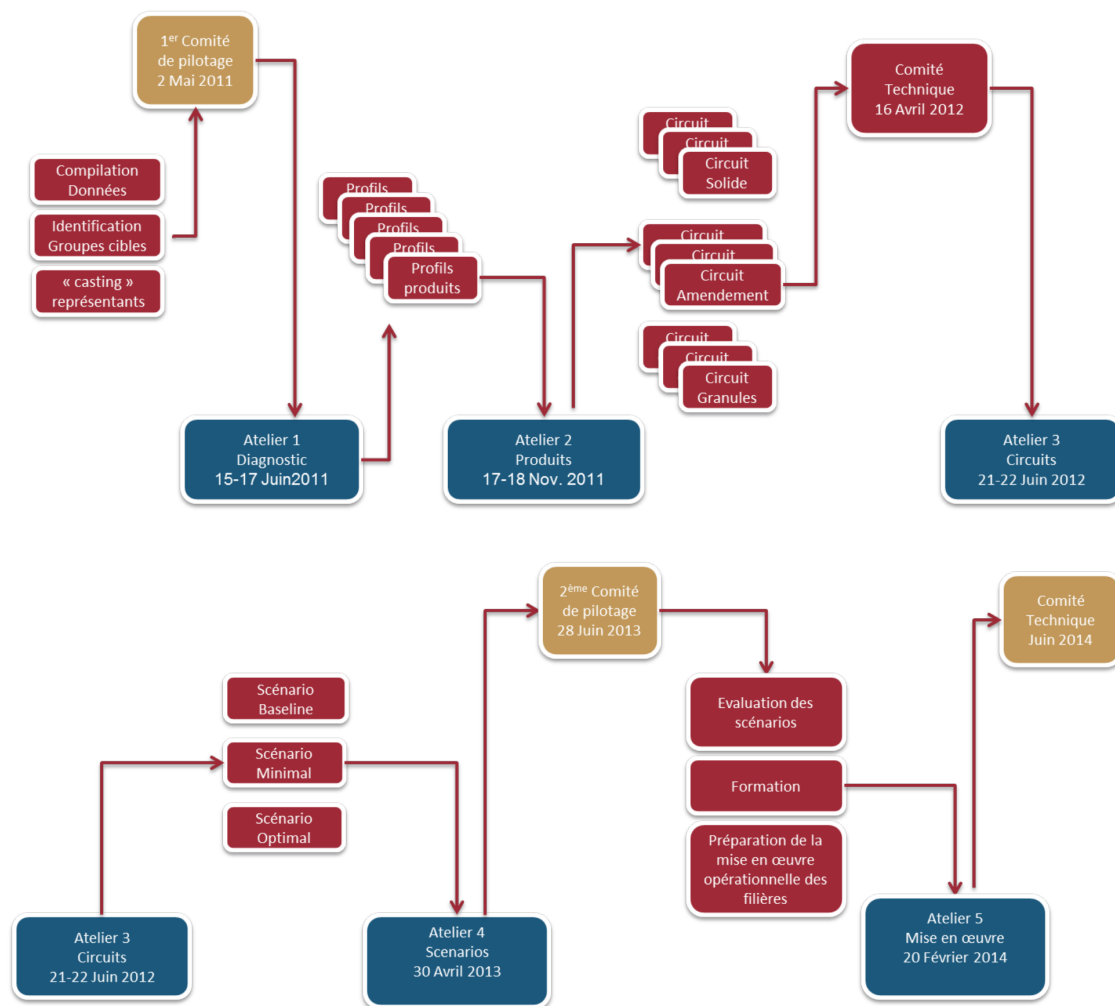


FIGURE 5.1 – Étapes de co-conception des circuits dans le cadre de GIROVAR, au travers des échanges entre les trois arènes de concertation.

*Extrait du rapport final du projet Girovar [230].*

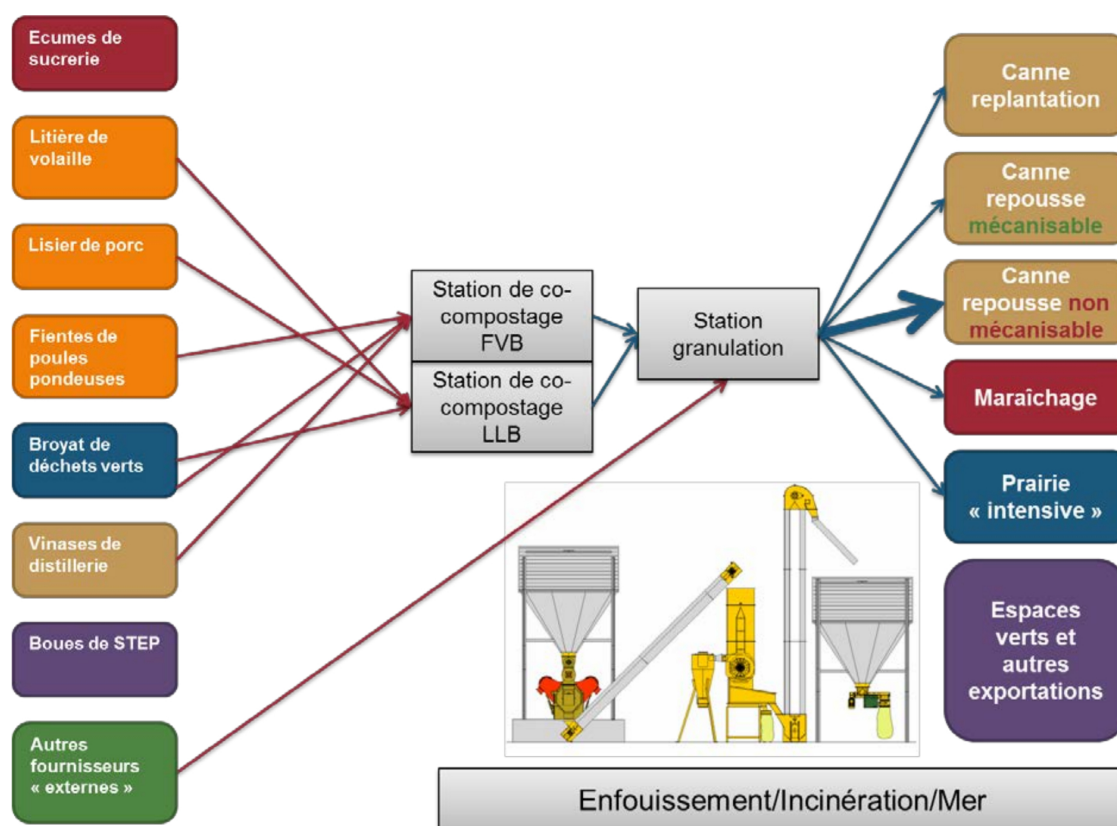


FIGURE 5.2 – Représentation schématique du scénario optimal.

Extrait du rapport final du projet Girovar [230].

Scénario *minimal* : dans lequel un co-compost de litière de volaille–lisier de porc–broyat de déchets verts serait élaboré ;

Scénario *optimal* : dans lequel, en plus du co-compost du scénario minimal, un co-compost de fientes de volailles–vinasses de distilleries–broyat de déchets verts serait élaboré. Ces deux produits alimenteraient une station de granulation, laquelle formulerait un engrais organo-minéral et un engrais organique ;

Scénario *optimal+* : dans lequel seraient repris les éléments du scénario optimal, avec l'élaboration d'un troisième co-compost, à partir de boues séchées de station d'épuration–vinasses concentrées de distillerie–broyat de déchets vert, lequel alimenterait l'usine de granulation.

Il y a actuellement plusieurs limites au scénario *optimal+* :

- acceptation : sur la base d'arguments sanitaires, certains acteurs sont réticents à l'épandage de boues de stations d'épuration ;
- réglementaire : absence d'une norme autorisant l'emploi de boues en engrais organique.

Par conséquent, le scénario que nous retiendrons comme cas d'étude est le scénario *optimal*. Les flux échangés dans ce scénario sont représentés sur la figure 5.2. Les caractéristiques des procédés de transformation sont présentées dans le tableau 5.1.

TABLE 5.1 – Principales caractéristiques techniques des processus de co-compostage dans les scénarios “minimal” et “optimal”. *Extrait de Wassenaar et al. (2006) [1].*

scénario minimal	scénario optimal		Matières en entrée	Procédé	Matières en sortie
		CC-LLB : co-compost de lisier de porc, litière de volaille et de broyat de déchets verts	47% de broyat de déchets verts, soit 8400 t MB.an <sup>-1</sup> 20% de litière de volaille, soit 3600 t MB.an <sup>-1</sup> , hypothèse : 14/22 élevages 33% de lisier de porc, soit 6000 t MB.an <sup>-1</sup> , hypothèse : 5/19 élevages	co-compostage en casiers avec retournement besoin surfacique : 8000 m <sup>2</sup> besoin d'équipement : 1 tractopelle et 1 mélangeur mobile besoin de manutention : 4 jh/semaine	Co-compost normalisé NFU 44 051 teneurs N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O 1,6 – 1,6 – 2,1 % Estimation K <sub>eq</sub> NPK : 0,4 - 0,8 - 1,0 6000 t.an <sup>-1</sup> + 2000 t.an <sup>-1</sup> de refus Siccité 70%
		CC-FVB : co-compost de fientes de poules pondeuses, de vinasse concentrée et de broyat de déchets verts	52% de broyat de déchets verts, soit 2300 t MB.an <sup>-1</sup> 34% de fiente de poules pondeuse, soit 1500 t MB.an <sup>-1</sup> , hypothèse : 1/1 élevage 14% de vinasse concentrée, soit 600 t MB.an <sup>-1</sup> , hypothèse : projet de concentration réalisé	co-compostage en casiers avec retournement besoin surfacique : 2800 m <sup>2</sup> besoin d'équipement : 1 tractopelle et 1 mélangeur mobile besoin de manutention : 1 jh.semaine <sup>-1</sup>	Co-compost normalisé NFU 44 051 teneurs N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O 1,6 – 1,4 – 3,5 % Estimation K <sub>eq</sub> NPK : 0,4 - 0,8 - 1,0 1900 t.an <sup>-1</sup> + 500 t.an <sup>-1</sup> de refus Siccité 70%
		EOM-LLB : engrais organo-minéral à base de CC-LLB	~5000 t MB.an <sup>-1</sup> de CC-LLB complément d'engrais minéral	une chaîne industrielle de mélange une chaîne de compression (à froid) et de granulation 3-5 t.h <sup>-1</sup> : 8-12000 t.an <sup>-1</sup> besoin surfacique : minimum 6200 m <sup>2</sup>	~6 000 t/an d'engrais organo-minéral, en granules teneurs N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O 5 – 4 – 8 % Estimation K <sub>eq</sub> NPK : 0,7 - 0,8 - 1,0 NFU 42 001
		EO-FVB : engrais organique à base de CC-FVB	1900 t MB.an <sup>-1</sup> de CC-FVB 340 t MB.an <sup>-1</sup> de farines animales (plumes et sang)		1900 t.an <sup>-1</sup> d'engrais organique, en granules teneurs N-P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> -K <sub>2</sub> O 4 – 2 – 4 % Estimation K <sub>eq</sub> NPK : 0,8 - 0,8 - 1,0 NFU 42 001



## 5.5 Modélisation et simulation

### 5.5.1 Approche de modélisation

Comme nous venons de le voir, au travers du projet GIROVAR, la mise en œuvre de circuits de recyclage de déchets ou co-produits intégrés sur un territoire, requière la coopération de différents acteurs, lesquels peuvent avoir des motivations et comportements différents —parfois conflictuels— et en fonctions de contraintes différentes, dans leur environnement propre, engendrant des dynamiques complexes, caractéristiques de systèmes multi-agents [51, 19].

Aussi, la mise en œuvre de circuits dans le cadre de projets de SIT peut être appréhendée en les modélisant et les simulant grâce à un modèle multi-agents [51, 19]. Cette modélisation s’est révélée nécessaire dans projet GIROVAR afin de rendre compte de la faisabilité des solutions techniques discutées et amendées dans le cadre des groupes de travail technique et pratique. Cette approche de modélisation nous est également précieuse afin d’estimer les volumes des flux de matières échangées entre les acteurs, leurs usages répartis sur le territoire et dans le temps, les transports...

Le principe consiste à simuler des comportements d’agents informatiques qui réagissent et interagissent dans leur environnement [51] lequel peut être réduit à un nombre limité de paramètres, tels que des contraintes agronomiques, législatives, de coûts, de temps.

### 5.5.2 Modèle UPUTUC

Le modèle UPUTUC<sup>1</sup> est un modèle de simulation orientée agents, élaboré dans le cadre de GIROVAR. Dans ce modèle, les acteurs industriels potentiels de la SIT sur le TCO (voir fig. 5.3) sont représentés par des **agents** (informatiques) afin de pouvoir estimer de manière vraisemblable les synergies entre les différents **acteurs** (de la SIT), autrement dit l’implémentation des circuits avec la mise en place des unités de transformation collectant les matières organiques brutes et la mise sur le marché des produits fertilisants et d’amendement (scénario optimal, voir fig. 5.2) :

- engrais organo-minéral de co-compost de litière de volaille ; lisier de porc ; broyat de déchets verts (EOMLLB)
- co-compost de litière de volaille ; lisier de porc ; broyat de déchets verts (CCLLB)
- engrais organique de fientes de poules ; vinasse ; broyat de déchets verts (EOFVB)

Dans la suite nous désignerons par :

**agent** : une entité du modèle **informatique**, qui peut être par exemple un îlot de parcelles de canne à sucre, pourvue d’une pratique de fertilisation correspondant à celle de planteurs de canne.

**acteur** : une personne **physique ou morale**, participant de près ou de loin au projet GIROVAR.

---

1. Enregistré auprès de l’Agence pour la Protection de Programmes : Inter Deposit Digital Number FR.OO 1.2300 16.000.R.P.20 15.000.30000



La simulation du scénario tendanciel correspond à la *non*-implémentation de ces unités dans le modèle; les agents interagissants de manière autonome et interdépendante.

Les principaux agents du modèle sont, pour les fournisseurs de matières organiques :

- une station de broyage de déchets verts, Le Port
- un élevage de poules pondeuses, fournisseur de fientes
- des élevages de volailles (22), fournisseurs de litière
- des élevages porcins (19), fournisseurs de lisier de porc
- une sucrerie-distillerie

pour les consommateurs de produits organiques :

- des maraîchers (160 îlots de parcelles, c.-à-d. des regroupements de parcelles connexes mises en culture par un même exploitant)
- des planteurs de canne à sucre (1548 îlots de parcelles)
- des prairies (564 îlots de parcelles)

et les unités de transformation conçues dans le cadre des circuits de GIROVAR :

- les deux unités de co-compostage, ou “transformation”, produisant respectivement du **CCLLB** et du **co-compost de fientes de poules ; vinasse ; broyat de déchets verts (CCFVB)** et que l’on dénommera par la suite UT-CCLLB et UT-CCFVB
- l’unité de granulation élaborant l’**EOMLLB** et l’**EOFVB**, que l’on dénommera par la suite UT-GRANULATION

Le modèle intègre d’autres agents, notamment un distributeur d’engrais de synthèse ; l’unité de compostage de broyat de déchets verts du Port ; l’entreprise Sica Aucre élaborant de la farine à partir de sang et de plumes qui sont des résidus d’abattoirs. Il représente également explicitement une partie du transport propre aux circuits (collecte et livraison).

Des informations complémentaires sur le modèle UPUTUC sont données dans l’annexe **B** (en partie repris du rapport final du projet GIROVAR [230]).

### 5.5.3 Durée de simulation

Les circuits ont été simulés dans UPUTUC sur une durée de 15 ans (fictivement 2015–2030). Le choix d’une période de simulation est en tous les cas nécessaire et arbitraire. Dans notre cas d’étude, les circuits ont été modélisés dans une situation économique et industrielle stable et au-delà de cette période il devient alors difficile de prospecter l’avenir des circuits. Un grand nombre de changements peuvent en effet avoir lieu : pressions foncières sur les surfaces agricoles, changements dans le modèle agricole réunionnais (par exemple dans la filière canne à sucre), augmentation du prix des énergies fossiles et inflation et répercussions sur le prix des engrais ; quid alors de la perspective de la complémentarité minérale et de la compétitivité des fertilisants organiques ; ouverture du marché à des engrais organiques en provenance d’autres territoires etc.

La modélisation orientée agents est adéquate pour ce genre de contexte de prospection avec l’évolution temporelle de différents paramètres appartenant à certains agents et la complexité et des phénomènes émergents qui en découlent, c’est à



FIGURE 5.3 – Carte du TCO et implantations des fournisseurs de la station CCLB. En pointillés, la zone pressentie pour l'implantation de la station.  
Extrait du rapport final du projet Girovar [230].

dire l’évolution de la structure et des données du modèle, comme des comportements d’agents, l’introduction de nouveaux agents ou de nouvelles technologies [172]. Néanmoins dans le projet GIROVAR la modélisation d’un tel système adaptatif complexe n’a pas été envisagée.

La temporalité de la période modélisée influe néanmoins sur les conséquences environnementales et leurs dynamiques propres ; nous en discuterons notamment dans le chapitre 8.

#### 5.5.4 Paramétrages et sorties

La représentation de certains agents et leurs paramètres ont été déterminés concomitamment à des réunions techniques. Nous décrivons ici les grandes lignes de certains paramètres du modèle et renvoyons à sa documentation [5] pour plus de détails. Les données de sortie de simulations présentées par la suite, sont issues de moyennes de 30 simulations.

**Canne à sucre** Pour la fertilisation de la canne à sucre, le modèle intègre un changement d’état, entre *repousse* et *replantation*, qui a lieu une fois tous les 12 ans et qui est instancié, c’est à dire défini pour chaque agent, à l’initialisation du modèle. En termes de fertilisation, cela se traduit notamment en replantation par l’usage d’écume, de plus de compost de broyat de déchets verts et de CCLLB, dans le scénario optimal.

Pour chacun des 1548 agents “canne à sucre”, la pratique de fertilisation dépend d’une préférence entre des combinaisons de différents produits que nous listons dans le tableau 5.2, des capacités d’équipement pour l’épandage sur les parcelles (épandage manuel, avec épandeur porté, épandeur tracté ou tonne à lisier), de la disponibilité des différents produits et de leur prix de vente (tableau 5.3), et donc du coût total des différentes pratiques.

La pratique choisie pour chaque agent est susceptible de changer en fonction de l’actualisation de ces paramètres.

**Maraîchage** Dans le modèle, deux types d’agent “maraîchage” sont considérés : maraîchage de cycle long (3 fertilisations par an) et maraîchage de cycle court (6 fertilisations par an).

Pour leur fertilisation, les 160 agents “maraîchage” choisissent également entre les produits sur la base d’une grille de préférences, établie sur des parts de marché, et de la disponibilité des différents produits, que l’agent est susceptible d’utiliser (voir tableau 5.2). Dans le scénario optimal, la grille de préférence est modifiée pour y intégrer les nouveaux produits organiques. Ce type de paramètres a notamment été établi lors des réunions techniques avec des représentants d’acteurs.

**Prairie** L’apport de produits fertilisants sur prairies est défini à partir des exigences des 564 agents “prairie” quant à la fertilisation en N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, K<sub>2</sub>O à l’hectare, de disponibilité des différents produits (tableau 5.2), si les îlots de prairies sont mécaniquement fertilisés et si ces derniers bénéficient d’un plan d’épandage.

TABLE 5.2 – Listes de préférences des produits pour les différentes cultures. ‘o’ indique que le produit est potentiellement utilisable par le type d’agent ; ‘n’ que le type d’agent n’y a pas accès dans le modèle.

	Canne	Maraîchage	Prairie
lisier de porc	o	n	o
litière de volaille	o	o	o
fientes de poules	o	o	o
compost de déchets verts	o	o	n
écume de sucrerie	o	o	n
vinasse <sup>a</sup>	n	n	n
engrais de synthèse	o	o	o
CCLLB	o	o	o
EOMLLB	o	o	o
EOFVB	o	o	o

*a.* Les vinasses de distillerie sont actuellement rejetées en mer. Elles sont trop liquides et donc à faible valeur ajoutée en l’état, limitant leur valorisation. Deux des trois distilleries présentes sur l’île ont participé aux ateliers et sont devenues porteuses de projets de concentration de vinasse, dans l’idée de pouvoir les valoriser en agriculture [230]. S’agissant d’un gisement en devenir encore non contractualisé, son épandage n’est pas considéré dans le modèle UPUTUC.

TABLE 5.3 – Prix des produits fertilisants et amendements fixés dans les simulations

produit fertilisant	valeur (€/t)
engrais de synthèse 13-8-24	580
engrais de synthèse 30-10-10	620
compost de broyat de DV	10
CCLLB	25
EOMLLB	300
EOFVB	150

**Stations de broyage et compostage de déchets verts** La station de broyage de déchets verts est située au Port. Elle produit du broyat de déchets verts en continu. Dans le scénario tendanciel, tout le broyat est envoyé à la station de compostage, située à proximité. Dans le scénario optimal, une partie du broyat de déchets verts est détournée vers les stations UT–CCLLB et UT–CCFVB et le reste est envoyé à la station de compostage, pour être ensuite épandu sur les surfaces agricoles (figure 5.4). Seule l’utilisation du compost de broyat de déchets verts sur les surfaces agricoles est considérée dans le modèle ; l’utilisation en aménagement n’est pas considérée dans UPUTUC.

**Élevage porcin** Chaque agent “élevage porcin” a une production journalière de **lisier**, qu’il stocke dans une fosse et évacue, soit sur plan d’épandage, soit dans la station UT–CCLLB (dans le scénario optimal) qui dispose de camions citernes pour la collecte. Dans le scénario optimal certains agents continuent à épandre directement sur des surfaces agricoles via leurs plans d’épandage (prairie et canne à sucre)

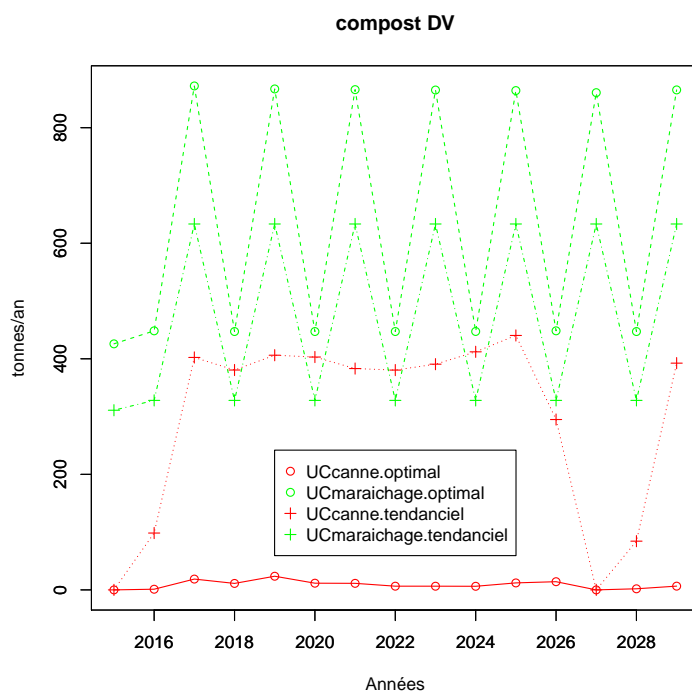


FIGURE 5.4 – Estimation des effets des circuits de recyclage sur l'utilisation de composts de déchets verts sur canne et maraîchage.

En moyenne, les exploitations maraîchères utilisent plus de compost de déchets verts dans le scénario optimal que dans le scénario tendanciel. On observe l'effet inverse pour la canne où le compost de déchets verts est beaucoup moins utilisé.

Usage section 9.1.2 p.146

(figure 5.5).

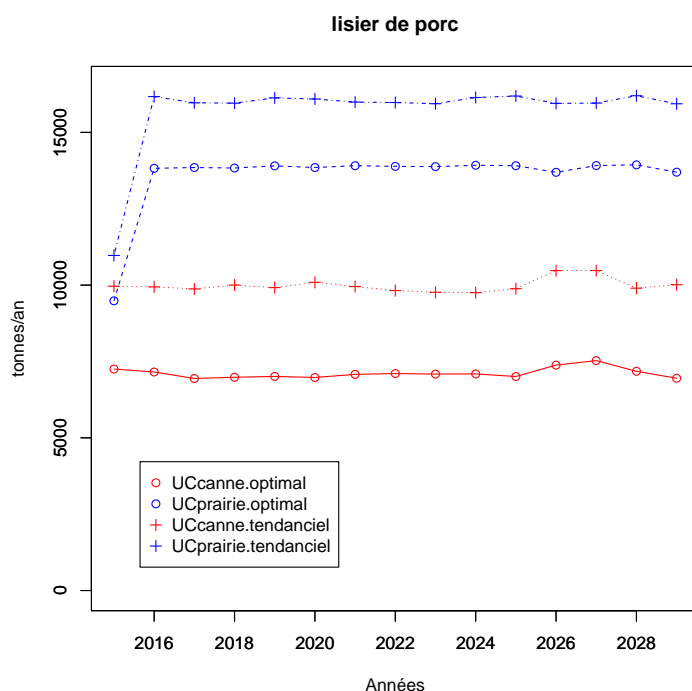


FIGURE 5.5 – Estimation des effets des circuits de recyclage sur l'épandage direct du lisier de porc. Le scénario optimal a pour effet de réduire l'épandage direct de lisiers de porc sur les parcelles de canne à sucre et sur prairies. En moyenne on estime une réduction d'environ 2870 tonnes/an sur parcelles de canne à sucre et 2140 tonnes/an sur prairies.

Usage section 9.1.2 p.142

**Élevages de volailles : pondeuses et viande** L'élevage de poules pondeuses (produisant les **fientes de poules**) et ceux de poulets de chair destinés à la consommation (produisant les **litières**), fonctionnent de la même manière que les élevages

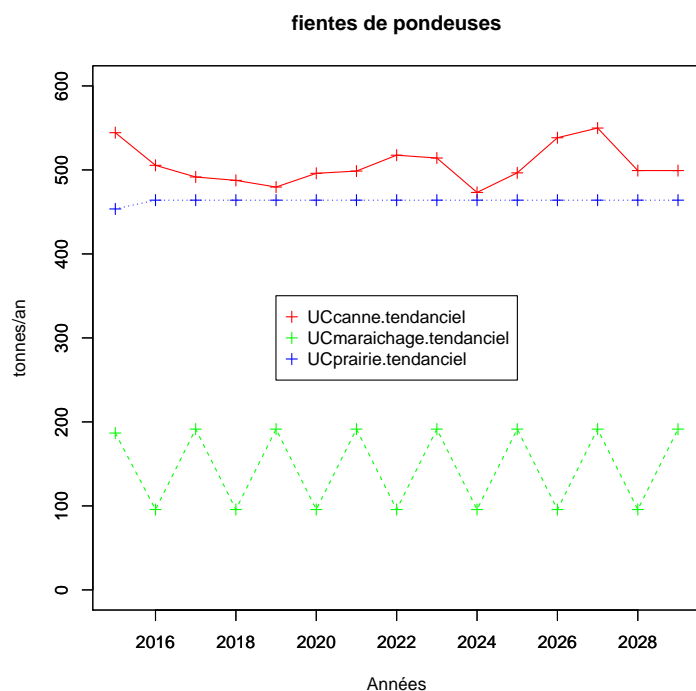


FIGURE 5.6 – Estimation des effets des circuits de recyclage sur l'épandage direct des fientes de poules pondeuses.

Dans le scénario optimal, il n'y a plus de fientes de poules épandues sur le territoire, autrement dit, la production de **EOFB** capte tout le flux de fientes destinées à être épandues sur le territoire.

Usage section 9.1.2 p.146

porcins, avec une production journalière pour chaque agent, mais une évacuation hebdomadaire pour les fientes de pondeuses et tous les 66 jours pour les litières de volailles. Ils disposent également de plans d'épandage sur canne, prairies et en maraîchage. Dans le scénario optimal une partie des fientes serait livrée à l'UT-CCFVB (figure 5.6) et une partie des litières serait livrée à la station UT-CCLLB (figure 5.7).

**Importateur d'engrais de synthèse** Un seul agent fournit tous les agents agricoles (canne, maraîchage, prairie) d'**engrais de synthèse**. Il dispose de stocks infinis. Son activité est identique dans les deux scénarios ; seules les quantités d'engrais demandées varient (figure 5.8).

**Usine sucrière** L'**écume** de sucrerie est produite de manière journalière par un agent (représentant l'usine sucrière du Gol). Elle est livrée à des agents "canne" et "maraîchage", uniquement, dans les deux scénarios, tendanciel et optimal. Elle n'est pas utilisée dans les circuits de GIROVAR, mais son usage rentre en concurrence avec les produits organiques issus de UT-CCLLB et UT-GRANULATION (figure 5.9).

**Usine de production de farines animales** Un agent représente la production de farines animales, issues de plumes et de sang, de l'usine SICA Aucre. Elle a un stock annuel fixé en début de simulation qu'utilise l'UT-GRANULATION pour produire l'**EOFB**. Sinon ces farines sont distribuées gratuitement à des agriculteurs sans distinction, mais cet usage n'a pas été modélisé dans UPUTUC.

FIGURE 5.7 – Estimation des effets des circuits de recyclage sur l'épandage direct de litière de volaille.

Le scénario optimal a pour effet de réduire drastiquement l'épandage de litière sur canne. Il a aussi pour effet de réduire sensiblement l'épandage sur prairies, bien que celles-ci ne rentrent finalement pas dans les circuits de valorisation des produits organiques compostés. À l'inverse, dans le scénario optimal les maraîchers utilisent légèrement plus de litières de volaille.

Usage section 9.1.2 p.142

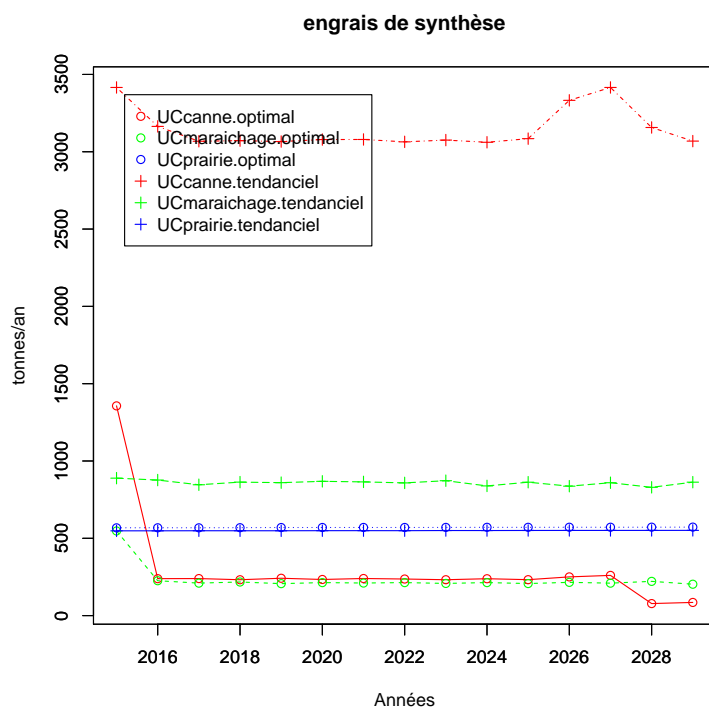
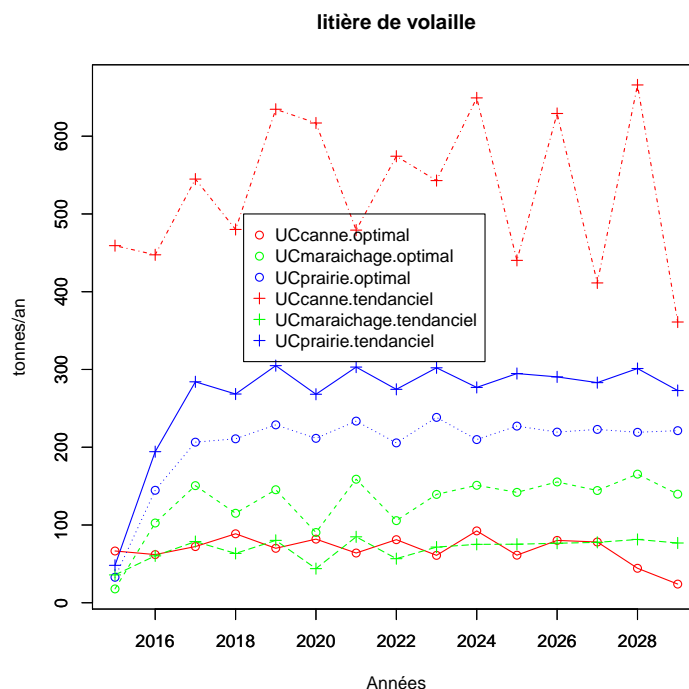


FIGURE 5.8 – Estimation des effets de la mise en place des circuits de recyclage sur l'utilisation d'engrais minéraux pour la fertilisation des parcelles de canne, maraîchage et les prairies.

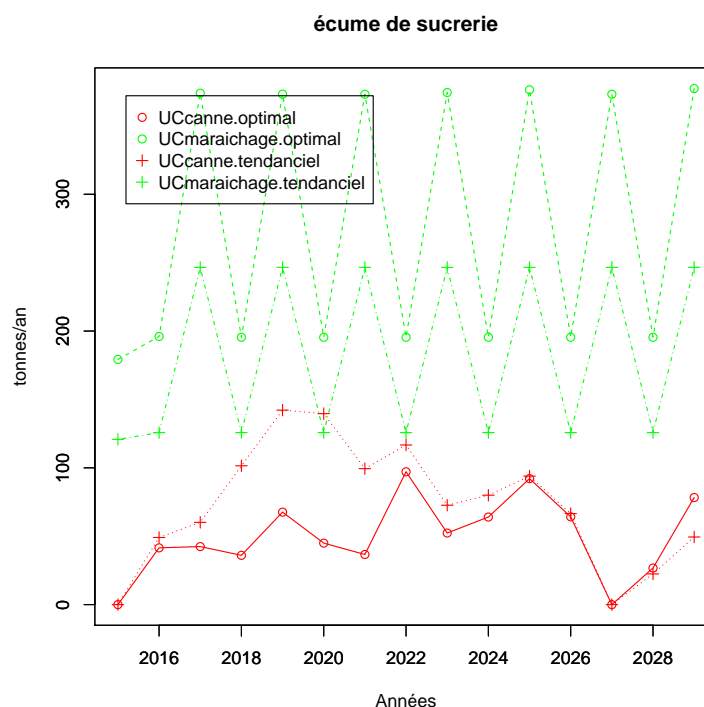
Usage section 9.1.2 p.152



FIGURE 5.9 – Estimation des effets des circuits de recyclage sur l'utilisation d'écume sur canne et maraîchage.

En moyenne, les exploitations maraîchères utiliseraient plus d'écume dans le scénario optimal que dans le scénario tendanciel. On observe globalement l'effet inverse pour l'usage sur canne.

Usage section 9.1.2 p.149



**Unités de co-compostage** Un agent symbolise l'UT-CCLLB qui produit le CCLLB. Elle dispose de camions citernes et de camions bennes pour la collecte des matières brutes et la livraison du CCLLB. Dans le modèle, ces camions sont explicitement représentés par des agents. La transformation suite au compostage des différentes matières organiques en mélange utilise des facteurs d'abattement de l'azote, du carbone, de la siccité, estimés avec l'outil de calcul COMPOMODEL [82] simulant le compostage de matières organiques en mélange. Le modèle UPUTUC permet d'avoir une estimation à la journée près des dates des livraisons des différents produits. Néanmoins, en cohérence avec la finesse d'estimation de l'impact climatique, présenté plus en détails dans la section 8.2.5, les utilisations moyennes annuelles de CCLLB sur canne et maraîchage sont présentées respectivement sur les figures annexes C.2 et C.4. Une partie également du CCLLB est livrée à l'UT-GRANULATION pour l'élaboration de EOMLLB.

L'agent symbolisant l'UT-CCFVB réceptionne les matières brutes constituantes de CCFVB. Le fractionnement des matières et les caractéristiques de sortie sont estimés avec l'outil de calcul COMPOMODEL. La totalité de CCFVB est livrée à l'usine UT-GRANULATION.

**Unité de granulation** L'agent UT-GRANULATION réceptionne respectivement CCLLB et CCFVB pour élaborer EOMLLB et EOFVB, qu'elle complémente respectivement en minéraux —provenant du distributeur d'engrais— et en vinasse de distillerie. Les engrais organiques complémentés sont vendus auprès d'agriculteurs, qui peuvent s'en procurer comme des engrais minéraux. Les utilisations de EOFVB sur canne et maraîchage sont synthétisées respectivement sur les figures annexes C.2 et C.5. Celles de EOMLLB, respectivement sur canne et maraîchage, sur les figures



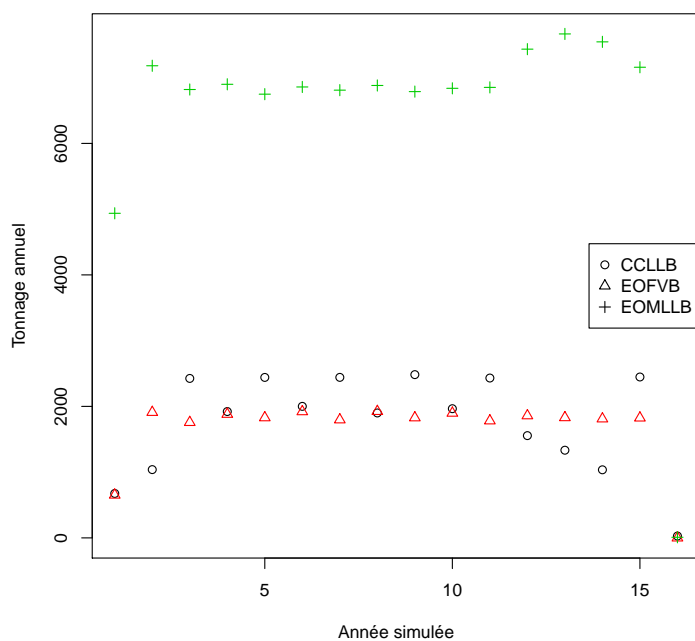


FIGURE 5.10 – Évolution des tonnages annuels des trois produits de la SIT : CCLLB, EOFVB et EOMLLB.

annexes C.4 et C.6.

Nous regroupons les consommations totales des différents produits organiques issus des circuits de la SIT, CCLLB, EOFVB et EOMLLB sur la figure 5.10.



# Chapitre 6

## Identification des phénomènes d'intérêts

### Sommaire

<b>6.1</b>	<b>Identification of pressures</b>	<b>76</b>
<b>6.2</b>	<b>Identification of plausible consequences on the Inhabitant environment</b>	<b>76</b>
<b>6.3</b>	<b>Identification of consequences on the Metabolic environment</b>	<b>79</b>
<b>6.4</b>	<b>Identification of consequences on the Global environment</b>	<b>80</b>

**Résumé** — Dans le chapitre précédent nous avons présenté le projet GIROVAR qui constitue notre cas d'étude et le modèle UPUTUC qui permet de simuler différents scénarios de production et gestion territoriale de produits résiduels organiques. Nous avons décrit les types de partenaires et les circuits envisagés dans le cadre du scénario "optimal".

Dans ce chapitre nous illustrons la première étape de la méthode, à savoir l'identification des phénomènes environnementaux d'intérêt. Cette étape se déroule en deux temps.

Dans un premier temps, l'équipe technique (arène "technique", cf. section 5.3) identifie des phénomènes pouvant avoir lieu dans les trois environnements, à partir des pressions sur l'environnement qui seraient envisageables si les circuits étaient mis en œuvre.

Dans un second temps, les phénomènes environnementaux préalablement identifiés sont discutés avec un panel de parties prenantes plus large (l'arène "pratique"). C'est à l'issue de ces discussions, qui étendent le spectre des "pairs valideurs", que sont sélectionnés les phénomènes d'intérêt.

L'identification de ces phénomènes d'intérêt servira de point de départ pour concevoir les indicateurs (chapitre 7).

Ce chapitre est repris de Dumoulin et al. (2016) [63] (voir annexe I).

## 6.1 Identification of pressures

In line with the implementation method outlined in the previous section we, the technical science participant, inventoried processes involved in **SI** scenarios that would produce environmental pressures. A recovery chain mobilizes several processes, which in this case are roughly: the management of organic residues, the composting processes and the spreading of the organic fertilizers. While being sources of emissions themselves, they require other industrial processes along their upstream supply chains. All of those processes are sources of emissions and may induce pressures in the biophysical environment. They are summarized for this case-study in table 6.1.

This inventory is the starting point of the environmental assessment, followed by an analysis where stakeholders first exhaustively imagine (Fig. 4.2 page 37) plausible consequences in terms of environmental phenomena and then agree on which of these consequences constitute phenomena of interest.

Like the inventory, the first step of this analysis is necessarily knowledge driven: phenomena of interest and their relation with pressure through physical object/media change (fig. 3.1 page 32) were identified by a technical team consisting of scientists and local experts (the project team and invited experts). A broader range of stakeholders (possibly affected “subject” groups) were subsequently consulted in order to derive a validated set of phenomena of interest from the selected environmental phenomena.

## 6.2 Identification of plausible consequences on the Inhabitant environment

The inhabitant environment refers to human sense perception and human metabolism. It thus refers to odor, noise, visual amenities, as well as food, water and air consumption. Pressures were identified (table 6.1) at the above mentioned technical level and subsequently analyzed in terms of possible relations with these inhabitant environment concern domains (table 6.2), while taking into account knowledge concerning background pressure and physical object/media characteristics of the territory and its surroundings affecting the potential influence of pressure on these domains (which, for example, led to the exclusion of air quality from the phenomena of possible concern, since this small island is not and will not be readily affected by outdoor air quality problems). On the basis of a mapping of environmental chains linking pressures and consequences the technical committee collectively decided to leave out “possible”, but uncertain, composite indirect impacts far down the impact chain. This shortlisting allows to anticipate not only low impact levels (and thus low levels of concern), but also the difficulty of producing information relevant to stakeholders (due to the lack of experimental data and the involvement of multiple complex media and multiple pressures from other activities affecting the same phenomena, e.g. under visual amenities—snorkeling quality affected by lagoon water turbidity).

No phenomena of interest were added to the given concern domains after

Table 6.1 – Sources of pressures on the biophysical environment

Main FRIS process groups	Emissions producing processes	Secondary sources of emissions	Environmental pressures
Management of residues	New and reduced existing truck transport		Gaseous emissions (CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> ), noise
		Fuel consuming production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
		Truck manufacturing	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	Vinasse concentration plant	Building construction	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain, visual amenities
		Energy consuming production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	(reduced) Organic waste disposal/ discharge		(reduced) Greenhouse- and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> ), ocean discharge
Organic fertilizer manufacturing	(reduced) Manure spreading		(reduced) Greenhouse- and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> ) and noise
	Composting processes		Greenhouse- and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> )
		Additive material production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	Factory	Buildings construction	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain, visual amenities
Application of organic fertilizers		Energy consuming production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	Spreading process		Gaseous emissions (CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> ), noise
		Fuel consuming production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
		Farm machinery manufacturing	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	Organic fertilizers in agricultural soils		Minerals (trace metals and nutrients), organic matter, and trace organic compound incorporation
		Soil biophysical processes	Greenhouse- and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> )
	(reduced) Mineral fertilizer use		Mineral incorporation and gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> )
		(reduced) Mineral fertilizer transport and manufacturing	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain

Table 6.2 – Environmental concern domains likely to be impacted in the inhabitant environment. *y* indicates the existence of a direct relation, and *n* indicates its absence

Primary and secondary sources of emission	Pressures	concern domains of the inhabitant environment					
		odors	noises	food	drinking water	swimming water	visual amenities
Truck transport	gaseous emissions (CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> ) and noise	n	y	very indirect	very indirect	very indirect	very indirect
Vinasse concentration and organic fertilizer plants (building and energy consumption)	emissions and extractions in cradle to gate supply chain, and visual amenities	n	n	n	n	n	y
(reduced) Manure spreading and organic waste disposal	(reduced) greenhouse and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> ) and noise	y	y	n	n	n	n
Composting processes	NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> gaseous emissions	y	n	n	n	n	n
Organic fertilizer spreading process	gaseous emissions (CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> ), noise	y	y	very indirect	very indirect	very indirect	very indirect
Soil biophysical processes after spreading	minerals (trace metals and nutrients), organic matter, and trace organic compound incorporation	n	n	y	y	very indirect	very indirect
	greenhouse and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> )	y	n	n	n	n	n

Table 6.3 – Environmental phenomena of interest regarding the inhabitant environment

	Inhabitant environment					
environmental item	odors	noise	local food	drinking water	swimming water	visual amenities
environmental phenomena of interest	exposure to com- posting and spreading odor	exposure to traffic noise	toxic sub- stances in crops	drinking water pollution	–	landscape changes

discussions with stakeholders. Through the latter consultation, only the most direct and probable relations ( $y$  in table 6.2) from this exhaustive listing of potential phenomena of interest were selected for further consideration as phenomena of interest: Five phenomena of interest in the inhabitant environment were selected for assessment (table 6.3), two of which are influenced by more than one IS induced pressure.

*The framework proved effective, not simply to identify a comprehensive set of relevant possible environmental consequences, but especially because it enabled intersubjective reasoning among actors. For instance farmers said that, despite their proximity, they would not be affected by odors that in contrast could be important to surrounding inhabitants. This intersubjectivity proves the validity of the phenomena of interest and thus the identification of common ground for common good.*

### 6.3 Identification of consequences on the Metabolic environment

The metabolic environment refers to the biophysical compartments of ecosystems within the **FRIS** area that constitute functional components of the industrial metabolism of the territory-level industrial system. In the case at hand, consequences in that environment refer to biophysical changes that may influence by feedback biomass flows of the industrial metabolism. Similar to the inhabitant environment (see table 6.2), possible consequences of the environmental pressures were identified at the technical (expert) level of the participatory process. In the case at hand, the territory's "natural" resources mobilized by production systems (husbandry, farming) are: agricultural land, water and air. The contextual analysis of environmental pressures (table 6.1) indicates that pressure on air and water will not influence the industrial metabolism at hand on the territory (contrary to water in the inhabitant environment, for instance). Only the organic fertilizer application and subsequent soil processes were identified as relevant pressures possibly leading to impact soil quality.

Stakeholder consultation on this analysis did not lead to the addition of other phenomena of interest. Stakeholder feedback concerning the agricultural soil quality indicandum led to a distinction between soil productivity (*i.e.* fertility) and the

Table 6.4 – Environmental phenomena of interest regarding the metabolic environment

	Metabolic environment			
environmental item	cultivated soil	soil-crop	groundwater	respired air
environmental phenomena of interest	soil productivity decline	crop marketing impact from contaminant transfert risks	–	–

risk of soil-crop contaminant transfer that might affect product marketing (see table 6.4). Contrary to the inhabitant environment that considers only locally consumed food, the latter concerns all crops, especially export-oriented sugarcane production.

*Here again, the framework shows its relevance via the participatory method, in steps 3, by helping to outline relevant possible consequences, and 4 through validating phenomena of interest by considering stakeholder concerns (see Fig. 4.2).*

## 6.4 Identification of consequences on the Global environment

In the global environment, subjects are concerned about local changes in components but that extend well beyond the local ecosystems, or indirect off-site biophysical changes. The anthropocentric framework indicates that, contrary to the clearly instrumental values in the preceding environments, subjects’ perception may mobilize non-instrumental ethical values. Our pressure-based participatory analysis is thus clearly warranted. We thus proceeded in the same manner as for the previous environments. From table 6.1, pressures that relate to the first category of global environment consequences, in other words those resulting from direct local biophysical changes within the **FRIS** territory, can be unambiguously identified. They relate to either increasing (engendered) or decreasing (avoided) emissions into the local air of a set of gases contributing to global climate change. Consequences in the second category, as previously stated, cannot be explicitly identified. They may result from changes in supply chains beyond the territorial industrial system and refer to the life cycle of products [119]. In most cases, they cannot be located but are “dispersed over many locations and potentially spanning many decades” [108, p. 413] and their emissions can occur anywhere at any time upstream of their use (those that refer to emissions and extractions in cradle to gate supply-chains in table 6.1). One major problem is to be able to appraise the importance in absolute terms of such change estimates in the absence of knowledge on the specific biophysical setting in which they occur [112].

The **LCA** framework contains a broad —and potentially unlimited [62] — range of methods to assess potential environmental impacts of such pressures from a global, unlocalized, standpoint, including fate, exposure and toxicity characterization models [206, 101]. Environmental consequences that may occur in the global environment are likely to be selected, if deemed relevant by stakeholders,



Table 6.5 – Environmental phenomena of interest regarding the global environment

	Global environment			
environmental item	Climate	Abiotic resources	Human health	Natural ecosystems
environmental phenomena of interest	contribution to climate change	contribution to the global abiotic resource depletion	–	–

on the basis of such indications. Upon consultation, in which we exposed most general or known impact categories, most stakeholders equated many such standard potential impact domains with the uncertain, complex and indirect consequences down the impact chain in the inhabitant environment. For non-structural pressures (little significant since amortized over the long term and representing insignificant marginal effects in the global markets they originate from), such potential impacts were not considered for the sake of consistency and relevance. Indirect off-site biophysical changes related to activities that constitute structural pressures were differently assessed. They mainly affect resource depletion, a phenomena not only of ethical environmental, but also of economic concern. Driven by diverse motives, most stakeholders therefore agreed that the (positive or negative) contribution to the global indicandum “abiotic resources depletion” (through fuel and energy consumption and imported fertilizer substitution) should be addressed. We summarize the phenomena of interest in table 6.5.

*This identification phase of environmental phenomena of interest in the method implementing the anthropocentric logical basis, proved particularly helpful in this environment since it allowed clarification and comparison of stakeholder values and assessment of capacity limits. The result of the comparison enables prioritization of environmental consequence assessment efforts, while limiting the provision of potentially vast amounts of information, favoring its consideration in the iterative scenario consolidation process.*



# Chapitre 7

## Conception des indicateurs

### Sommaire

<b>7.1 Exposition à des nuisances olfactives</b>	<b>84</b>
<b>7.2 Augmentation de nuisances sonores</b>	<b>86</b>
<b>7.3 Pollution des produits maraîchers</b>	<b>87</b>
<b>7.4 Pollution des eaux de consommation</b>	<b>90</b>
<b>7.5 Impact visuel dans le paysage</b>	<b>93</b>
<b>7.6 Fertilité du sol</b>	<b>94</b>
<b>7.7 Transfert de “contaminants” du sol vers la plante</b>	<b>96</b>
<b>7.8 Contribution au changement climatique</b>	<b>97</b>
<b>7.9 Épuisement des ressources non renouvelables</b>	<b>99</b>
<b>7.10 Conclusion</b>	<b>102</b>

**Résumé** — À partir de la base logique –cadre de représentation de conséquences environnementales (chapitre 3)–, dans le chapitre précédent nous avons illustré comment identifier des phénomènes environnementaux relatifs au projet (première phase de la méthode, voir chapitre 4). Les phénomènes retenus d’intérêt sont le point de départ pour évaluer la dimension environnementale du projet territorial et les indicateurs environnementaux du projet doivent être choisis de telle sorte qu’ils rendent compte au plus juste de l’ampleur de ces phénomènes environnementaux d’intérêt susceptibles d’être engendrés (voir section 4.2).

Il ne faut pas tant chercher la précision que la justesse de l’information. Le choix d’indicateurs étant subjectif et tout choix y étant discutable il est nécessaire d’adopter une démarche d’identification d’indicateurs permettant d’étendre la participation des pairs (participants intéressés et “valideurs”) au processus de validation (section 4.2.1). Le processus menant au choix de chaque indicateur est donc transparent : chaque indicateur est critiquable et amendable dans une démarche participative et le résultat serait susceptible de différer pour un autre cas d’étude et sur un autre territoire.

Afin de recouvrir au mieux les critères de validation et donc de parfaire la conception des indicateurs, pour chaque phénomène d’intérêt nous précisons les porteurs d’enjeux directement concernés par les indications ; et à partir d’une classification typologique, nous sélectionnons les indications environnementales au regard des porteurs d’enjeux respectifs.

À partir de l'indication à renseigner, la justesse de l'information découle d'une discussion des caractéristiques : à la fois sur d'éventuels mécanismes biophysiques et leurs dynamiques mis en œuvre et estimables, mais également les données d'entrée requises pour renseigner la ou les représentations des mécanismes mis en jeu.

À l'issue de ces précédentes étapes, pour chaque phénomène d'intérêt, nous discutons d'indicateurs permettant de les représenter dans le processus participatif.

## 7.1 Exposition à des nuisances olfactives

Les nuisances olfactives sont une préoccupation portée par des représentants de la société civile, mais également relevée par les agriculteurs, rentrant dans l'environnement des habitants.

### 7.1.1 Questions possibles relatives aux types d'indication

1. Absolue-qualitative : “ce scénario présente-t-il un risque de nuisances olfactives, plus ou moins élevé ?”
2. Absolue-quantitative : “dans ce scénario de combien estime-t-on la gêne olfactive ?”
3. Comparative-qualitative : “est-ce que le scénario optimal a plus de chances de présenter une gêne olfactive que le scénario tendanciel ?”
4. Comparative-quantitative : “de combien le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter la gêne olfactive par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.1.2 Choix des types d'indications

Les porteurs d'intérêts au regard des nuisances olfactives sont les agriculteurs et les riverains. Les agriculteurs (ou leurs représentants) ont fait savoir que les odeurs ne constituaient pas une gêne pour eux (question de sensibilité). Des riverains (par le biais de représentants d'associations ayant participé aux ateliers) ont fait part de leur crainte quant aux nuisances olfactives à proximité de zones d'implantation d'unité de compostage. Il s'agit donc d'un intérêt à l'égard d'un impact dans l'absolu autour de nouvelles installations (quantités émises, niveaux de concentration par rapport aux zones d'habitations).

Il a été noté également l'occurrence de nuisances actuelles autour de zones d'épandage<sup>1</sup> de lisier pour lesquels des riverains apprécieraient une information qualitative sur leur niveau, par rapport à une situation actuelle (risque d'augmentation ou réduction de ce risque). *Autour des stations de compostage envisagées, l'information souhaitée est absolue et quantitative ; et autour des zones d'épandage, l'information souhaitée est comparative et qualitative.*

---

1. [http://www.zinfos974.com/Nuisances-olfactives-a-Savanna-Une-plainte-et-une-petition-en-cours\\_96522.html](http://www.zinfos974.com/Nuisances-olfactives-a-Savanna-Une-plainte-et-une-petition-en-cours_96522.html) consulté le 20 janvier 2016, mais aussi Aubry *et al.* [7]

### 7.1.3 Caractéristiques des nuisances olfactives

Les mauvaises odeurs sont issues de la dégradation de la matière organique, notamment soufrée et azotée, et leur production dépend de l'oxygène en présence, du pH, de la température [86].

La nuisance olfactive est relative aux individus (sensibilité et habitude) et change d'un type de composé à un autre; ils peuvent être notamment du sulfure d'hydrogène ( $\text{H}_2\text{S}$ ), de l'ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), des composés organiques volatils, dont une quinzaine aurait un effet olfactif<sup>2</sup> [118]. L'intensité de la "bouffée d'odeur" dépend de la concentration de ces composés dans l'air. Les concentrations sont au plus fort lors de l'épandage et diminuent jusqu'à des niveaux de fond dans les quelques heures qui suivent l'épandage [118]. Cette dégradation des composés olfactifs s'accélère avec une augmentation de la température de l'air. Les odeurs rémanentes seraient dues à de faibles émissions (quelques dixièmes de g/ha) de composés organiques volatils (phénols, d'acides gras volatils...). L'émission de composés organiques volatils consécutive à l'épandage de PRO est potentiellement très importante, puisque le carbone contenu dans les acides gras peut représenter jusqu'à quelques dizaines de pourcents du carbone total des PRO [118]. Tous les composés organiques volatils n'étant pas odorants, il est difficile de corrélérer des niveaux de concentration mesurés à des niveaux de nuisance olfactive.

Une technique préconisée pour réduire les émissions olfactives est d'enfouir le PRO dans le sol.

### 7.1.4 Indicateurs

#### Indication absolue-quantitative pour les nouvelles installations

Au-delà de la réglementation relative aux installations classées pour l'environnement (ICPE) qui s'exprime quant à des niveaux d'émissions, un niveau de nuisance s'exprime par rapport à une cible atteinte par l'émission et non juste par rapport à un niveau d'émissions en soi.

Tenant compte des caractéristiques liées aux émissions des différents composés et donc des matières traitées dans les stations de compostage et leurs volumes estimés, tenant compte également des vitesses de dégradation des composés et des conditions climatiques ambiantes, il peut être possible de s'exprimer en concentrations relatives pour différents types d'odeurs et niveaux de détection [146, 115] dans des zones d'habitations environnantes à différents moments de la journée. Cela implique de considérer les informations géographiques dans un périmètre de quelques kilomètres autour des futures installations de compostage.

#### Indication comparative-qualitative autour des zones actuelles d'épandage et fertilisation

Les paramètres nécessaires à la quantification de niveaux, tels que le vent, sont invariants lorsque l'on compare deux scénarios ou procédés et ne sont donc pas nécessaires pour l'estimation.

---

2. Tous les composés organiques volatils ne sont pas odorants.

Sur avis d'experts ou à défaut par une analyse bibliographique focalisée sur les émissions liées à l'épandage de lisier, de litière et de compost, et au regard des quantités épandues, pourrait être élaboré un modèle expert, grâce auquel on pourrait estimer des niveaux comparatifs (–, 0, +, ++) de nuisance olfactive à partir des changements d'apports de **PRO** sur les parcelles proches d'habitations.

## 7.2 Augmentation de nuisances sonores

Les nuisances sonores sont une préoccupation concernant les riverains des nouvelles stations et des infrastructures routières.

### 7.2.1 Questions possibles relatives aux types d'indications

1. Absolue-qualitative : “ce scénario présente-t-il un risque de nuisances sonores ?”
2. Absolue-quantitative : “dans ce scénario de combien estime-t-on le niveau sonore engendré ?”
3. Comparative-qualitative : “est-ce que le scénario optimal a plus de chances de présenter un risque de nuisances sonores que le tendanciel ?”
4. Comparative-quantitative : “De combien le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter les nuisances sonores élevé par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.2.2 Choix du type d'indication

Bien que les nuisances sonores portent préjudice à la santé à grande échelle au point de faire l'objet du développement d'une méthode d'impact pour les **ACV** [48] ce type de nuisance ne semble pas être jugé problématique à la Réunion. En effet, la préfecture de la Réunion ne relève dans son Plan de prévention des risques technologiques qu'une plainte anecdotique concernant les nuisances liées aux activités industrielles [196]. Ainsi, l'enjeu n'est pas tant de réduire un risque sonore mais de savoir si les nouvelles installations engendreront des nuisances sonores (qualitatif) à proximité de zones d'habitation ce qui correspond à une indication dans l'absolu du scénario optimal.

### 7.2.3 Caractéristiques liées aux nuisances sonores

Une nuisance sonore est une gêne relative à un niveau d'émission (intensité, fréquence), une zone d'occurrence d'émission, un niveau ambiant lui-même lié au moment de l'émission (journée, soir, nuit) [49]. L'arrêté du 23 janvier 1997 relatif à la limitation des bruits émis dans l'environnement par les **ICPE**, définit l'émergence sonore comme “la différence entre les niveaux de pression acoustique continus équivalents pondérés A<sup>3</sup> du bruit ambiant (établissement en fonctionnement) et du bruit résiduel (en l'absence du bruit généré par l'établissement)”.

---

3. Filtrage des fréquences dont l'audition humaine est sensible.

### 7.2.4 Indicateurs

S’agissant de s’intéresser à des niveaux possibles de nuisance sonore (pression acoustique) à proximité des nouvelles installations, l’indicateur est le niveau escompté de nuisance sonore en bordure des nouvelles stations de compostage et de granulation, et exprimé en dB(A).

Le niveau ambiant peut être mesuré sur les lieux envisagés pour les installations. Les principales sources d’émissions sonores envisageables étant des tractopelles et trommels, le niveau sonore peut être estimé à partir de la somme des puissances acoustiques en Watts des machines (données constructeurs), divisée par la surface de la demi-sphère dont on peut considérer le diamètre comme correspondant à la largeur<sup>4</sup> des terrains sur lesquels seraient situés les stations envisagées, obtenant ainsi une valeur maximale de la pression acoustique engendrée en bordure de station. À cette valeur doit alors être soustrait le bruit ambiant.

## 7.3 Pollution des produits maraîchers

Les produits maraîchers sont consommés localement sans qu’ils subissent de transformation. La présence d’éléments potentiellement toxiques à certaines concentrations dans les plantes cultivées en maraîchage concerne directement les maraîchers et les habitants du territoire.

### 7.3.1 Questions possibles relatives aux types d’indications

1. Absolue–qualitative : “ce scénario présente-t-il un risque de retrouver des substances toxiques dans les cultures maraîchères ?”
2. Absolue–quantitative : “dans le scénario optimal de combien estime-t-on le niveau de substances toxiques dans les cultures maraîchères ?”
3. Comparative–qualitative : “le scénario optimal présente-t-il plus de risque de retrouver des substances toxiques dans les cultures que le scénario tendanciel ?”
4. Comparative–quantitative : “de combien le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter le risque de présence de substances toxiques dans les plantes par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.3.2 Choix du type d’indication

À l’heure actuelle des **PRO** sont déjà utilisés pour fertiliser les sols maraîchers. Cette pratique n’est pas perçue comme présentant de risques particuliers. L’usage cependant de produits fertilisants organiques élaborés à partir de **PRO** divers, notamment provenant des déchets urbains, a suscité, autant chez les représentants d’habitants (associations) que des maraîchers, la crainte d’un risque de trouver dans les plantes des niveaux de substances potentiellement toxiques pour la

---

4. Le risque doit être estimé avec l’intensité maximum qui est d’autant plus grande que la surface de la demi-sphère est petite, l’intensité diminuant avec la distance.

consommation.

La première indication souhaitée était alors absolue et *in fine* qualitative : est-ce que la fertilisation par les nouveaux produits organiques présente un risque pour l'alimentation.

Les acteurs facilitateurs (chercheurs) ont éclairé les participants sur le fait que le compostage permet de réduire les niveaux de certaines substances (**composés traces organiques (CTO)** [228]) qu'on trouve dans des **PRO** issus de l'élevage et qui sont épandus sans transformations, et donc qu'il existe également aujourd'hui un risque de retrouver certaines substances indésirables dans les cultures. Cet éclairage a amené à considérer également cette indication comparative qualitative : le risque de retrouver des substances toxiques dans les cultures dans le scénario optimal est-il plus élevé que dans le scénario tendanciel.

### 7.3.3 Caractéristiques du phénomène et état des connaissances relatives

Dans le cadre des scénarios considérés, les substances susceptibles d'être retrouvées en maraîchage sont des résidus médicamenteux (contaminants organiques d'origine vétérinaire) présents dans les résidus organiques d'élevage (lisiers, etc.) et des HAP<sup>5</sup> potentiellement présents dans des déchets verts, ainsi que des éléments traces, tels que le chrome, le cadmium ou le plomb pouvant se retrouver dans des plantes à des concentrations toxiques pour l'homme. La concentration d'autres éléments comme le cuivre et le zinc dans le sol serait d'abord toxique pour les plantes (phytotoxiques), avant de s'accumuler dans les plantes à des niveaux de concentration susceptibles d'être toxiques pour l'Homme.

Les boues de station d'épuration, pouvant potentiellement contenir des contaminants organiques de natures différentes (diverses familles de composés classés comme perturbateurs endocriniens), ne sont pas considérées ici, étant donné que le produit contenant des boues qui avait été envisagé dans le cadre du projet GIROVAR ne fait pas partie du scénario "optimal".

**Les contaminants organiques** font l'objet de préoccupations grandissantes et sont de plus en plus étudiés mais encore peu d'études ont été menées sur des matrices complexes et sur leur devenir après transformation et épandage [228].

Des études sur des contaminants organiques ont été menées sur des cas spécifiques, mais il existe encore peu de modèles et méthodes génériques permettant d'estimer un niveau de risque que présente une matrice complexe de composés et le risque qu'un ensemble de composés peut présenter [228]. Il est donc difficile d'établir avec certitude les paramètres influents, depuis la présence initialement détectable dans les matières brutes et après compostage, jusqu'à une éventuelle assimilation par la plante, voire translocation vers les fruits. On sait néanmoins que leur dégradation et volatilisation est stimulée par l'activité microbienne et la matière organique présente,

---

5. Hydrocarbures aromatiques polycycliques, sont des polluants organiques persistants, cancérigènes probables voire avérés, issus notamment de la combustion incomplète de matières organiques telles que le pétrole.



et la température. Leur persistance dépend également de leur structure chimique, de leur concentration initiale dans les résidus organiques et du temps, dont le temps de traitement par compostage et le temps de résistance dans le sol. Leur présence ensuite dans les tissus des plantes dépend principalement de l'absorption d'eau mais est influencée par des mécanismes complexes au niveau de la rhizosphère puis du transport des composés au sein de la plante.

Après avoir identifié avec les groupes cibles de l'évaluation les phénomènes d'intérêt 'intermédiaires' des chaînes d'impact, conformément à notre démarche (ex. sur la contamination du sol ou des plantes, plutôt que l'impact en bout de chaîne sur la santé humaine), Wassenaar *et al.* [228] optent pour une estimation post-normale [95] du devenir et de l'accumulation des substances. Pour ce faire ils regroupent un ensemble de caractéristiques, dont notamment le contenu de ces composés dans les flux de produits, la dégradation durant le compostage (biodégradation, abiotique et volatilisation), la concentration dans les sols, concomitante à la volatilisation, et la biodégradation dans le sol, le lessivage et l'absorption par les plantes [228].

**Le transfert d'éléments traces métalliques** et les paramètres influant depuis la présence dans les **PRO** jusqu'à la plante, sont quant à eux mieux connus.

Il a en effet été démontré que l'accumulation d'**éléments traces métalliques (ETM)** dans un sol dépend de la concentration en **ETM** dans les **PRO** et du taux d'application des **PRO** au sol [208] et par ailleurs que le transfert d'une fraction mobilisable de ces éléments traces dans la plante au travers du système complexe de la rhizosphère est lié au pH du sol, ainsi que la concentration en matière organique et en **ETM** dans le sol [66].

Les modèles, sur lesquels reposent ces estimations, ont été développés pour des conditions de fonds géochimiques à faibles teneurs en **ETM** par rapport au contexte tropical volcanique de la Réunion, où les teneurs en métaux sont naturellement très élevées [65]. Ainsi, l'utilisation directe de ces modèles pour s'exprimer sur le transfert de ces éléments, des **PRO** vers la plante, engendre des estimations d'accumulation bien supérieures aux concentrations mesurées dans les plantes [183].

Afin de s'exprimer sur le risque de transfert d'**ETM** vers les plantes consécutif à une fertilisation (apports répétés) de **PRO**, des analyses statistiques ont été réalisées en croisant des données de terrain avec les paramètres entrées et sorties de ces modèles (entrées d'**ETM** par les **PRO**, sorties par lessivage, sorties dues aux prélèvements par les plantes... [208, 66]).

La calibration de la combinaison de ces modèles avec les données de terrain sur des cultures maraîchères a permis d'établir une corrélation entre certains apports d'**ETM** et l'évolution de la concentration dans le sol : augmentation des concentrations en Zn et Cu, et stabilité des concentrations en Ni et Cd [183]. Il n'a pas été trouvé de corrélation statistique entre des variations de concentration dans le sol avec des variations de concentration dans les plantes [183].

### 7.3.4 Indicateurs

Dans ce contexte d'incertitudes élevées et de connaissances partielles, il n'est pas possible d'estimer avec précision le risque de contamination des cultures maraîchères

par les **ETM** et les composés organiques, présents dans les **PRO** bruts ou transformés en compost et engrais organiques.

Pour les contaminants organiques, une approche proposée par Wassenaar *et al.* [228] pour combler le manque de connaissances sur leur devenir, consiste à estimer, au meilleur des connaissances actuelles, le devenir possible des substances avec des modèles mécanistes simplistes et pour des cas de fertilisation et dans des intervalles de concentrations extrêmes.

En l'absence de comparaison avec des données de terrain, cette approche permet d'estimer, avec une fourchette couvrant du meilleur au pire des cas, le risque de contamination depuis les **PRO** jusqu'à la plante dans le temps. L'indicateur retenu est donc la concentration dans les plantes des composés plus au moins récalcitrants, exprimée en  $\mu\text{g/g}$  de matière sèche, en fonction du temps. Le risque, communiqué de manière qualitative, se base alors sur cet indicateur.

Concernant les **ETM**, comme expliqué précédemment, il est possible d'estimer leur accumulation dans le sol, mais en l'état actuel des connaissances, cette accumulation n'est pas directement corrélable avec les modèles simples, de transfert vers les plantes et la concentration dans les tissus, donnés comme génériques dans la littérature. L'indicateur de concentration en **ETM** dans le sol permet de s'exprimer uniquement de manière potentielle sur l'indication comparative : est-ce que le scénario optimal présente un risque de contamination plus important que dans le scénario tendanciel.

En l'état actuel des connaissances, il n'est en revanche pas possible de s'exprimer *directement* sur le risque de contamination des plantes dans scénario optimal (indication absolue). À défaut de pouvoir développer une méthode d'estimation du transfert sol-plante des **ETM** qui soit fonctionnelle dans le contexte de la Réunion, une solution discutée avec des collègues chercheurs spécialistes des **ETM**, serait d'estimer, avec le modèle statistique, l'accumulation à long terme, exprimée en  $\text{mg/kg}$  de sol sec, et d'interpréter cette accumulation au regard :

- d'un seuil d'accumulation réglementaire (arrêté du 8 janvier 1998 valable pour l'épandage de boues de **station d'épuration (STEP)**) ;
- des variations des teneurs naturellement présentes dans les sols de la Réunion (importance de l'incertitude).

Pour compléter l'interprétation de cette deuxième indication sur laquelle on peut s'exprimer de manière indirecte, on peut se référer à la norme sur les amendements organiques (NFU 44-051) qui indique des limites de flux maximal d'**ETM** (Zn, Cu, Ni, Cd...) en  $\text{g/ha/an}$  et  $\text{g/ha/10 ans}$ , afin de voir si les valeurs indiquées par la norme seraient dépassées dans le cadre du scénario optimal de GIROVAR.

## 7.4 Pollution des eaux de consommation

La pollution des eaux de consommation est un risque dans l'environnement des habitants dont la collectivité est directement concernée.

### 7.4.1 Questions possibles relatives aux types d’indications

1. Absolue–qualitative : “ce scénario présente-t-il un risque de pollution de la nappe phréatique ?”
2. Absolue–quantitative : “dans ce scénario de combien estime-t-on la contribution à la pollution de la nappe phréatique ?”
3. Comparative–qualitative : “est-ce que le scénario optimal permettrait de réduire la pollution de la nappe phréatique par rapport au scénario tendanciel ?”
4. Comparative–quantitative : “de combien le scénario optimal permettrait-il de réduire la pollution de la nappe phréatique par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.4.2 Choix des types d’indications

Dans l’ouest de l’île, l’essentiel de l’eau de consommation provient de stations de pompage réparties tout le long du littoral. Dans cette zone, hormis une station dans laquelle un niveau significatif de pesticides ( $>0,1\mu\text{g/l}$ , paramètre déclassant) a été détecté, la qualité des eaux est globalement bonne, malgré une pollution aux nitrates : 30% sont qualifiées de “moyenne” à “mauvaise” quant à cette pollution aux nitrates [179].

Par ailleurs, les scénarios du projet GIROVAR concernent directement la fertilisation et donc la pollution par les nitrates et non l’usage de pesticides.

Le besoin d’information ici est comparatif et qualitatif : est-ce que le scénario optimal permettrait de réduire, ou à l’inverse d’augmenter, la pollution par les nitrates des eaux souterraines.

### 7.4.3 Caractéristiques du phénomène et état des connaissances relatives

La lixiviation dépend des quantités apportées d’azote et de sa forme dans les **PRO**. Les nitrates ( $\text{NO}_3$ ) peuvent y être déjà présents ou provenir de la nitrification de l’azote présent dans les **PRO**. Une fraction de  $\text{NO}_3$  non absorbée par les plantes peut être lixiviée et s’infiltrer dans le sous-sol à travers plusieurs strates de coulées de lave hétérogènes, de différentes épaisseurs et à différentes profondeurs, avant de rejoindre la nappe, la zone désaturée pouvant être très importante à la Réunion. À ce stade le flux de  $\text{NO}_3$  (si inchangé) peut se concentrer dans la nappe où est pompée l’eau de consommation.

Les aquifères des stations de pompage sont situées le long du littoral à des profondeurs relativement proches du niveau de la mer et à des épaisseurs variables en fonction de la perméabilité des coulées de laves, des failles, de la compaction [45]. Le volume “contaminable” s’en trouve d’autant variable —comme le montre l’hétérogénéité des qualités d’eaux de forages très proches [179]— et dépend du débit d’eau pompé et du débit diffusé dans le lagon et dans la mer [45].

L’enchevêtrement des couches de coulées de lave et leurs perméabilités sont aujourd’hui encore mal connus. Il n’est donc pas possible à l’heure actuelle d’estimer avec

certitude le devenir de nitrates lixiviés depuis les sols agricoles jusqu'à leur concentration dans les aquifères où sont pompées une partie des eaux de consommation. De plus, la pollution aux nitrates à imputer au projet de **SIT** doit être considérée au regard d'autres sources de nitrates, notamment agricoles (épandages de **PRO** par ailleurs...) et domestiques (assainissements individuels...).

#### 7.4.4 Indicateurs

Le risque d'augmenter les concentrations en nitrates dépend nécessairement pour partie de la quantité de nitrates lixiviés. Cependant, compte-tenu des connaissances limitées quant au sous-sol et donc des flux hydriques remplissant spécifiquement les aquifères des zones de pompage, nous ne pouvons estimer un potentiel d'infiltration et de contamination pour différentes zones agricoles, ou autrement dit, à quel point certaines surfaces agricoles présentent un risque plus important de contaminer les aquifères par les nitrates.

Si on considère alors un même potentiel de contamination pour toutes les surfaces agricoles, on peut limiter l'estimation du risque de contamination à la variation possible de lixiviation des nitrates [85] par les changements de fertilisation engendrés par le scénario optimal.

Feder *et al.* [85] ont étudié les possibilités de s'exprimer sur un risque de pollution des aquifères lié aux transferts hydriques depuis les sols agricoles sur l'ouest de la Réunion. Après avoir élaboré une cartographie pédologique de l'île [84] et étudié les mécanismes de transfert hydrique au travers des sols de l'ouest et différentes méthodes permettant de s'exprimer sur le risque de transfert de polluants, les auteurs identifient deux approches, alternatives à des modèles mécaniques qu'ils jugent, en l'état des connaissances, inadaptés au contexte de la Réunion. Ces approches, qui caractérisent le risque comme la combinaison d'un aléa (apport de **PRO**) et la vulnérabilité du milieu (lixiviation du nitrate), se limitent à estimer la vulnérabilité pour s'exprimer sur un risque potentiel de lixiviation. Ces approches sont basées sur une sélection de critères qui ont pu être estimés pour l'ensemble des sols de la zone :

- conductivité hydraulique,
- taux de matière organique,
- capacité d'échange anionique,
- granulométrie, pH...

Ces critères sont sélectionnés sur la base des connaissances existantes du milieu physiques et des processus hydrodynamiques et géochimiques impliqués lors du transfert de polluants dans ces types de sols étudiés en laboratoire. Il a ainsi été cherché à éviter le recours à des caractéristiques non discriminantes, voire corrélées entre elles [85].

Les deux méthodes décrites consistent à pondérer ces critères selon leur importance relative [85]. La liste des critères, initialement relative à la vulnérabilité, peut être amendée et les importances relatives entre les critères modulées, en fonction des polluants considérés. Dans notre cas des nitrates, peuvent ainsi être ajoutés les doses (et formes) d'azote des **PRO** (engrais organiques et matières brutes) utilisées (ou évitées) sur les parcelles agricoles dans le cadre de l'analyse comparative du scénario optimal. En utilisant une échelle de vulnérabilité similaire à celle proposée

par Feder *et al.* [85], de 0 à 5 (vulnérabilité croissante), l'indicateur comparatif serait alors une valeur relative comprise entre  $-5$  et  $+5$  :  $-5$  signifiant le passage d'une situation de risque maximum à nul ;  $+5$  signifiant le passage d'une situation de risque nul à risque maximum.

Cet indicateur ne représente pas directement le phénomène de pollution des eaux de consommation mais permet, tenant compte des caractéristiques que nous avons présentées précédemment, de s'exprimer dessus du mieux que possible.

## 7.5 Impact visuel dans le paysage

L'impact visuel des nouvelles installations dans le paysage est une préoccupation que peuvent porter des riverains au regard de nouvelles installations industrielles.

### 7.5.1 Questions possibles relatives aux types d'indications

1. Absolue–qualitative : “ce scénario présente-t-il un risque d'impact visuel sur le paysage ?”
2. Absolue–quantitative : “dans ce scénario de combien estime-t-on l'impact sur le paysage ?”
3. Comparative–qualitative : “est-ce que le scénario optimal a plus de chances d'impacter le paysage que le scénario tendanciel ?”
4. Comparative–quantitative : “de combien le scénario optimal permettrait-il de réduire ou augmenter l'impact visuel sur le paysage par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.5.2 Choix des types d'indications

Dans la mesure où un scénario alternatif nécessiterait de nouvelles installations et que de nouveaux bâtiments ne substitueraient pas d'autres des installations existantes, les indications absolues et comparatives reviennent au même. Il est souhaité d'avoir une idée de l'intégration de nouvelles installations dans le paysage qui en tous les cas ne sauraient être visibles depuis très loin tel un projet éolien pouvant recourir au besoin d'information quantitative [154] mais plutôt une information qualitative dans l'absolue sur des nouvelles installations.

### 7.5.3 Caractéristiques du phénomène, état des connaissances relatives et indicateurs

Il n'y a pas véritablement de caractéristique “objective” d'une évaluation qualitative de “pollution visuelle”. Pagni [184] propose une caractérisation très générale :

- absence d'impact : pas d'interférence avec le paysage naturel
- faible impact : apparition d'une modification paysagère qui s'intègre dans le paysage naturel
- impact visuel fort : modification prononcée du paysage

- impact visuel très fort : bouleversement visuel, le paysage est radicalement transformé.

Ce type d'information est facilement intégrable dans la conception d'une installation. Sa prise en compte dans le projet de **SIT** n'est donc pas susceptible de constituer un frein à la mise en œuvre des circuits.

## 7.6 Fertilité du sol

La fertilité du sol est un phénomène d'intérêt pour les agriculteurs, dans l'environnement métabolique concernant la qualité des sols cultivés.

### 7.6.1 Questions possibles relatives aux types d'indications

- Absolue-qualitative : “ce scénario risque-t-il d'accroître, maintenir ou diminuer la fertilité des sols ?”
- Absolue-quantitative : “de combien ce scénario risque-t-il d'accroître, maintenir ou diminuer la fertilité des sols ?”
- Comparative-qualitative : “est-ce que le scénario optimal a plus de chances d'augmenter (ou réduire) la fertilité des sols que le scénario tendanciel ?”
- Comparative-quantitative : “de combien le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter la fertilité des sols par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.6.2 Choix des types d'indications

Les agriculteurs présents lors de réunions techniques étaient sensibles au fait de conserver une terre saine pour leurs descendants, ce qui correspond à une vision “conservatrice”, de transmission de la fertilité, souvent mise en avant lors de changements dans les pratiques agricoles [212]. Ces agriculteurs sont donc concernés par le degré avec lequel la fertilité du sol risque d'évoluer, positivement ou négativement, dans une situation particulière. La conséquence du scénario “optimal” sur la fertilité s'inscrit alors dans la durée : par rapport à un état actuel et son évolution.

Le scénario optimal, mettant en œuvre les 3 produits, multiplie les usages combinés de fertilisants et amendements sur les différents systèmes agricoles, et vient donc perturber les systèmes de culture en place, qu'on qualifiera de manière simplifiée dans notre point de vue d'étude de *profils de fertilisation*. Il s'agit donc d'estimer l'évolution de la fertilité pour les différents profils de fertilisation : 12 profils de fertilisation de canne à sucre dont 11 mettant en œuvre les produits de la **SIT** ; et 5 profils en maraîchage (voir tableaux **E.1** et **E.2** en annexe page 225).

### 7.6.3 Caractéristiques de la fertilité d'un sol et état des connaissances relatives

La fertilité, bien que jugée d'intérêt dans le cadre du projet, est en réalité une “notion floue qui appartient plus au domaine des représentations sociales qu'à celui

des concepts scientifiques” [212]. Elle transparait par la “mise en valeur du milieu *dans et à travers* le processus de production agricole” [212].

Nous ne pouvons présenter ici tous les aspects entourant “les caractéristiques” de la fertilité : ce travail de caractérisation complexe dans le cadre de **SIT** dans des contextes agronomiques pourrait constituer à lui seul le sujet d’une thèse. Aussi, notre démarche ici n’est pas de développer une méthode spécifique d’estimation. Nous nous attacherons ici à résumer certains des éléments de cette problématique permettant d’amender ensuite le choix d’un indicateur dans le processus d’évaluation.

L’établissement de la problématique de fertilité, avant d’être également biophysique, est d’abord sociale (au sens large) par l’observation notamment du “rendement, coût de production, souplesse d’utilisation des terrains” [212]. Ainsi la fertilité n’est pas une propriété physiologique en tant que telle, mais résulte d’une systémique dans laquelle interviennent l’environnement socio-économique, le système de culture, l’état du milieu [212, 166].

Le rapport des agronomes à la fertilité s’est construit notamment dans une démarche analytique et normative des systèmes agricoles dans le but d’améliorer les pratiques. Dans cette démarche analytique les agronomes ont progressivement cherché à caractériser la fertilité plus indépendamment du climat de l’année et du rendement, au moyen d’analyses chimiques de la matière organique, et temporellement concomitante aux pratiques culturales [212]. La création d’outils de diagnostic de la fertilité, par exemple l’outil SERDAF [195], qui a été développé et est utilisé par la plate-forme technique du CIRAD à la Réunion, délivre des recommandations pour la fertilité de la canne à sucre et des prairies aux conseillers et agriculteurs ; il illustre bien cette démarche.

Cet outil intègre des caractéristiques chimiques mesurables telles que la **capacité d’échanges cationiques (CEC)**, le pH, la teneur en matière organique. Les valeurs mesurées sont comparées à des seuils permettant d’identifier des carences ou un excès, et par analyse avec un système expert débouche sur un conseil à la fertilisation. Le même type d’estimation par seuils est considéré dans la méthode SALCA-SQ [177] qui considère d’autres critères tels que les teneurs en métaux, les contaminants organiques, ainsi que la biomasse invertébrée.

En l’état actuel des connaissances il semble illusoire de chercher à représenter des variations d’un grand nombre de caractéristiques biophysiques et sociales plus ou moins complexes de la fertilité. Bien qu’une interprétation de données analytiques concernant la fertilité ne soit pas évidente, l’information qu’il nous incombe de fournir, est un *potentiel d’évolution* de la fertilité. Une telle évolution de potentialité peut s’interpréter par l’évolution des stocks d’éléments minéraux et de matière organique dans le sol [42, 190], qui est une caractéristique importante de la fertilité [212].

Ces stocks, variables dans l’espace et dans le temps, ne sont néanmoins pas forcément connus dans chaque cas et l’étude des dynamiques en soit des stocks apportés peut se révéler être plus efficace. Le modèle TAO<sup>6</sup> [186] permet, à partir de caractéristiques des **PRO** dont des fractions de la matière organique, d’estimer des potentiels de carbone et d’azote résiduels après minéralisation des matières organiques apportées au sol. Il semble d’autant plus évident d’avoir recours à ce type de potentiels, que dans

---

6. *Transformation of Added Organics*



notre cas d'analyse *ex-ante* il ne pourra y avoir de diagnostic permettant de faire des prévisions suffisamment robustes sur un grand nombre de paramètres.

### 7.6.4 Indicateurs

La fertilité n'est donc pas estimable ici dans sa complexité, à la fois sur les plans méthodologique (choix de critères, modèles) et contextuel (données, validité de modèles).

La fertilité comprise comme la réponse à un besoin productif quelque peu direct est une contrainte même de la conception de la filière d'engrais organiques et ne correspond pas à la dimension "conservatrice" que nous avons introduite précédemment. L'indication d'intérêt ici pourrait être rapportée aux potentiels d'évolution du carbone et de l'azote des **PRO**.

Pour notre cas d'étude, il est envisageable d'utiliser le modèle TAO [186] et des projections effectuées sur des sols tropicaux [198, 36] pour estimer le carbone et l'azote résiduel après minéralisation des matières organiques apportées au sol pour les différents profils de fertilisation résultants de la simulation du scénario optimal dans le modèle UPUTUC<sup>7</sup>.

## 7.7 Transfert de "contaminants" du sol vers la plante

Le transfert de contaminants du sol vers les cultures, au-delà des produits vivriers déjà considérés (section 7.3), est une préoccupation de l'environnement métabolique portée par le secteur agro-industriel de la canne à sucre, susceptible d'affecter la commercialisation du sucre à l'exportation.

### 7.7.1 Questions possibles relatives aux types d'indications

1. Absolue-qualitative : "ce scénario présente-t-il un risque de transfert de contaminants du sol vers la plante?"
2. Absolue-quantitative : "dans ce scénario de combien estime-t-on le niveau de transfert de contaminants du sol vers la plante?"
3. Comparative-qualitative : "le scénario optimal présente-t-il plus de risque de transfert de contaminants que le scénario tendanciel?"
4. Comparative-quantitative : "de combien le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter le niveau de transfert de contaminants vers la plante par rapport au scénario tendanciel?"

### 7.7.2 Choix des types d'indications

L'industrie sucrière est sensible à la question du transfert de "contaminants" du sol vers les tiges de la canne à sucre, que seraient susceptibles d'engendrer des

---

7. Voir tableaux E.1 et E.2 en annexe page 225.



scénarios recyclant des **PRO**. Cette préoccupation est portée dans l'éventualité de nouveaux circuits, donc dans l'absolu, non d'une comparaison avec une situation actuelle, laquelle n'est pas jugée problématique pour ces acteurs. L'information souhaitée est également qualitative : est-ce que ça présente un risque pour les profils de fertilisation du scénario optimal.

### 7.7.3 Caractéristiques du phénomène et état des connaissances relatives

Les produits incriminés par la filière sucrière sont notamment ceux susceptibles de contenir des **CTO**. La préoccupation pour ces produits est entrée dans l'espace public en partie en raison de récentes recherches menées par exemple sur des résidus pharmaceutiques [228]. Peu d'études en revanche ont été menées, du moins en permettant de quantifier précisément les risques, sur le devenir de ces substances dans des matrices complexes telles que des produits résiduels organiques et le sol (*ibid.*). Wassenaar *et al.* [228] proposent dans ce contexte d'estimer le devenir de groupes de substances regroupées selon certaines caractéristiques, dont leur présence possible dans certains produits (effluents d'élevages, boues de station d'épuration...) et dans quelles quantités, et d'estimer des coefficients pour les différents processus (biodégradation durant le compostage et dans le sol, volatilisation, lessivage, absorption par les plantes...) sur la base d'une analyse de la littérature sur un ensemble de substances [228].

### 7.7.4 Indicateurs

L'approche proposée par Wassenaar *et al.* [228] consiste à identifier des éléments chimiques représentatifs sur lesquels il est possible d'exprimer le risque de devenir d'ensembles de substances et d'établir des plages de coefficients de dispersion extrêmes permettant d'apprécier le degré des situations extrêmes quant aux risques d'accumulation dans les sols et de transfert vers les plantes.

Cet indicateur permet de s'exprimer directement sur le phénomène d'intérêt : le transfert de contaminants.

## 7.8 Contribution au changement climatique

La contribution au changement climatique est un phénomène d'intérêt de l'environnement global, qui concerne à la fois la communauté internationale, l'État, l'ensemble des acteurs de la **SIT**, incluant les collectivités. Son analyse approfondie fera l'objet des chapitres 8 et 9.

### 7.8.1 Questions possibles relatives aux types d'indications

1. Absolue-qualitative : "ce scénario présente-t-il un risque de contribuer au changement climatique?"

2. Absolue–quantitative : “quel est le niveau de contribution au changement climatique dans le scénario optimal?”
3. Comparative–qualitative : “est-ce que le scénario optimal contribue plus au changement climatique que le scénario tendanciel?”
4. Comparative–quantitative : “de combien le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter la contribution au changement climatique par rapport au scénario tendanciel?”

### 7.8.2 Choix des types d’indications

Des déductions qualitatives sont nécessaires mais sur la question du climat est escompté un niveau d’information quantitatif. L’information absolue, quant au niveau de contribution du scénario optimal et conjointement à l’ensemble des postes d’émissions de **GES** (transports, compostage, transformation de la matière organique après apport au sol etc.) est importante : elle renvoie des indications pour éco-concevoir la filière envisagée en procédant si nécessaire à certains ajustements ou orientations techniques au niveau territorial.

L’indication absolue ne permet pas en revanche d’informer sur la conséquence des changements dans le métabolisme industriel territorial. Ainsi l’indication absolue peut être complétée par une indication comparative permettant de relativiser l’impact du scénario alternatif par rapport à la situation actuelle et de quantifier les gains escomptés dans l’optique de réduire l’impact climatique : une telle indication intéresse les représentants des autorités publiques afin de justifier d’éventuelles mesures de soutien à la mise en œuvre des circuits.

Sur la figure 7.1 nous illustrons ce que pourrait être la contribution climatique dans le temps pour une analyse comparative entre le scénario tendanciel et optimal, laquelle mettrait en avant simultanément apparition et substitution partielle ou complète de filières (voir figure 4.5, section 4.3.1).

### 7.8.3 Caractéristiques des contributions au changement climatique

Les émissions de **GES** d’un projet de **SIT**, pris à part, n’ont pas d’effet significatif sur le climat dans sa globalité au regard de l’ensemble des éco-systèmes naturels et activités anthropiques au niveau mondial. Le **GIEC** propose différents concepts permettant de rendre compte de ce type de contribution marginale, qui ne modifie par significativement la concentration des **GES** en mélange dans l’atmosphère, dont notamment le **potentiel de changement de température globale (GTP)** [213] et le **potentiel de réchauffement global (GWP)**, lequel est le plus utilisé par défaut dans les outils évaluant l’impact climatique d’émissions de **GES**.

Le **GWP** rend compte de l’impact d’un gaz sur le changement climatique par sa contribution marginale au forçage radiatif dans la troposphère, lequel est lié linéairement au changement de température à la surface du globe [168]. La contribution d’un **GES** dépend ainsi : de son séjour dans l’atmosphère par sa fonction d’abondance (dégradation dans le temps), de l’efficacité radiative du gaz, de ses effets indirects

en influençant la dynamique d'autres gaz (ex. CO influe positivement la concentration de CH<sub>4</sub>), de l'abondance relative des gaz dans l'atmosphère et de la situation géographique et du moment d'émission.

### 7.8.4 Indicateurs

L'indicateur communément employé pour rendre compte du **GWP** est l'**équivalent CO<sub>2</sub> (CO<sub>2</sub>-eq.)**. Il exprime le rapport entre le forçage radiatif cumulé d'un gaz à un horizon temporel de 100 ans et celui du CO<sub>2</sub> d'une émission ponctuelle [168], tel que :

$$GWP_g = \frac{\int_0^{100} RF_g(t) dt}{\int_0^{100} RF_{CO_2}(t) dt} \quad (7.1)$$

avec  $RF$  le forçage radiatif d'un [pulse d'un kilogramme d'un] gaz  $g$ , tel que :

$$RF_g(t) = a_g \cdot C_g(t) \quad (7.2)$$

avec  $a$  l'efficacité radiative du gaz  $g$  et  $C_g(t)$  sa fonction d'abondance.

L'efficacité radiative des **GES** est exprimée dans les rapports du **GIEC** par rapport à leurs concentrations volumiques dans l'atmosphère [168]. Nous détaillons dans l'annexe **G** comment transformer ces unités volumiques en unités massiques.

Nous identifions une limite majeure à l'usage du **GWP**. En effet, celui-ci recourt à un horizon unique d'impact (100 ans) qui affecte à chaque émission un potentiel à +100 ans et ne permet donc pas de parler d'horizon d'impact explicite (ex. 2050, 2100, 2200) [64] lequel constitue un élément clé de représentation de conséquence environnementale (voir chapitre 3). Le recours à un horizon d'impact unique, donc non explicite, est incompatible avec la considération des émissions d'un système industriel sur plusieurs années [64].

Afin de parler d'horizon d'impact il faut alors définir un *horizon commun* [61] (ex. 2050) et estimer de manière différentielle l'impact résiduel pour chaque année et chaque gaz. Ceci conditionne un inventaire temporel des émissions de **GES**.

Pour estimer la conséquence climatique nous pouvons néanmoins nous baser sur le **forçage radiatif (RF)**, alors intégré depuis l'année d'émission jusque l'horizon temporel commun.

## 7.9 Épuisement des ressources non renouvelables

L'épuisement des ressources non renouvelables est un phénomène appartenant à l'environnement global, qui concerne à la fois l'État, les collectivités et l'ensemble des acteurs. Malgré l'intérêt qu'il suscite, celui-ci s'est révélé complexe et peu tangible pour les acteurs. L'équipe facilitatrice du projet est intervenue à ce niveau pour identifier un type d'indication qui a été retenu en comité technique. Dans ce cas particulier, le choix du type d'indication a reposé en partie sur les caractéristiques de ce phénomène d'ordre technico-économique. Pour ce cas particulier, nous décrirons alors les caractéristiques avant le choix de l'indicateur.

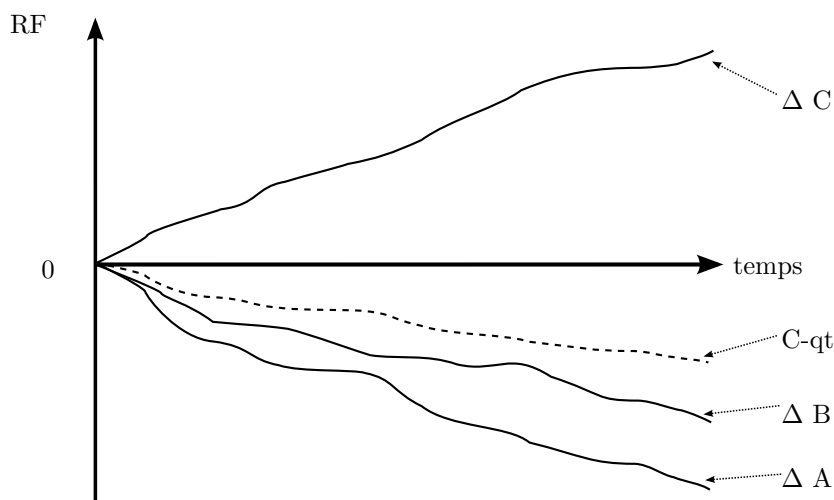


FIGURE 7.1 – Illustration, au regard du climat et pour une analyse comparative-quantitative, des contributions relatives de circuits (A,B,C) induits par le scénario optimal par rapport au scénario tendanciel (cf. fig. 4.5). La gestion par le circuit C du volume  $\Delta(C)$  participe à augmenter le forçage radiatif dans le temps. La substitution partielle des circuits A et B qu'il permettrait aurait pour conséquence, comparativement, de réduire l'impact dans le temps du scénario tendanciel. La résultante de ces additions est notée C-qt, pour comparative-quantitative.

### 7.9.1 Questions possibles relatives aux types d'indications

1. Absolue-qualitative : “ce scénario présente-t-il un risque d'épuiser des ressources non renouvelables ?”
2. Absolue-quantitative : “dans ce scénario de combien estime-t-on la contribution à l'épuisement des ressources non renouvelables ?”
3. Comparative-qualitative : “le scénario optimal permet-il de réduire la contribution à l'épuisement des ressources non renouvelables par rapport au scénario tendanciel ?”
4. Comparative-quantitative : “dans quelles proportions le scénario optimal permet-il de réduire ou augmenter l'épuisement des ressources non renouvelables par rapport au scénario tendanciel ?”

### 7.9.2 Caractéristiques de la contribution marginale à l'épuisement de ressources non renouvelables et choix du type d'indication

Le lien entre épuisement d'une matière non renouvelable<sup>8</sup> et son usage passe nécessairement par une contrainte de disponibilité physique (criticité), complexe à estimer, variable entre différentes matières et sujette à débat, et qui par essence dépend de l'entité (monde, état, région, entreprise...) concernée [105]. Or la disponibilité d'une matière fossile est également économique puisqu'elle est notamment liée aux coûts d'extraction de la matière depuis ses différents minerais dont elle est

8. À nos échelles de travail

issue et lesquels sont composés de plusieurs matières [101].

Pour un projet de cette envergure, l’usage d’une quantité de matière fossile engendre une diminution infime du “stock” et donc une augmentation marginale infime de son coût d’extraction.

Par ailleurs une extraction ponctuelle d’une ressource non renouvelable n’a pas en soi d’effet temporel, contrairement par exemple à l’émission de GES sur le climat qui ont une durée de présence limitée dans la haute atmosphère : une matière fossile ne se renouvelle pas. Il y a en revanche un effet récursif sur la “disponibilité” qui s’opère alors entre deux usages différés dans le temps. La considération de ces dynamiques nécessite des réévaluations régulières [105].

Autrement dit, une extraction a un effet économique marginal presque immédiat, alors que deux extractions différées dans le temps, qui sont susceptibles d’avoir lieu dans des contextes de disponibilités économiques de ressources différentes, le ratio du coût d’extraction sur le volume extrait pendant cette période évolue, et donc la conséquence économique liée à l’extraction évolue.

Cette différence de conséquence liée à l’occurrence dans le temps repose donc sur des estimations de variations de disponibilités économiques, lesquelles reposeraient sur des hypothèses de recherches de gisements, de coût de l’énergie, de valeurs monétaires, et donc également de géopolitique etc. [105].

### 7.9.3 Choix des types d’indications

L’épuisement de ressources non renouvelables, bien que suscitant un certain intérêt par les acteurs, est une résultante d’ordre technico-économique complexe, qui opère à une échelle dépassant le territoire. Diminuer (respectivement augmenter) la contribution à la déplétion de ressources non renouvelables signifie en consommer moins (respectivement plus) et donc augmenter sa résilience face à une diminution de la disponibilité de ces ressources. De ce point de vue, la contribution dans l’absolu du scénario optimal ne semblait pas pertinente au regard d’une analyse comparative, qui permet de s’exprimer sur l’évolution de la résilience.

Il a donc été proposé un type d’indication comparatif et quantitatif.

### 7.9.4 Indicateurs

Les quantités de matières d’origines non renouvelable dans le cadre du projet de SIT sont nécessairement marginales au regard de gisements globaux.

Les méthodes d’évaluation développées pour les ACV concernant l’usage des ressources non renouvelables sont adaptées à cet effet. La méthode ReCiPe [101] intègre la plupart des caractéristiques que nous avons décrites. Elle consiste notamment à estimer, pour différentes matières non renouvelables, un coefficient d’augmentation du coût marginal d’extraction, par l’intermédiaire du ratio entre une variation de coût et le volume global extrait sur une période données.

Cette méthode émet cependant l’hypothèse d’une non-variation des ressources dans le temps [101]. Cette hypothèse est donc justifiée dans une approche a-temporelle, telle qu’en ACV —ce à quoi elle est destinée. Les changements structurels induits par la SIT s’inscrivent cependant dans la durée, tout comme la dynamique de

raréfaction des ressources qui mériterait d'être réévaluée périodiquement [105]. Il pourrait être alors envisagé, sur la base de projections, d'estimer des coefficients d'impacts évolutifs dans le temps, qui puissent correspondre à notre besoin d'une évaluation *ex-ante*.

En l'absence du développement de coefficients dynamiques reposant sur des estimations d'évolution de stocks et de coûts d'extraction, nous concluons ici de recourir aux coefficients d'impact de ReCiPe. Nous ne proposons pas ce type de développement dans le cadre de cette thèse, dans la mesure où nous avons choisi, pour illustrer notre démarche et la méthode qui en découle, de ne présenter dans cette thèse que l'estimation de la contribution à l'impact climatique.

## 7.10 Conclusion

Dans ce chapitre nous avons illustré la deuxième phase de la démarche (chapitre 4). Cette phase a pour but de décrire les indicateurs afférents à chaque phénomène qui a été identifié d'intérêt pour le projet (chapitre 6).

Au regard d'un phénomène, la validation d'un indicateur repose sur l'interaction entre trois piliers (section 4.2.1) :

- sémantique** : assurant la relation entre le phénomène d'intérêt et l'indicateur identifié ;
- mécanismes environnementaux** : faisant état au mieux des connaissances relatives aux chaînes d'impacts concernées ;
- environnement biophysique** : reposant sur des données disponibles ou estimables permettant de renseigner l'indicateur, et assurant également la validité et la justesse de l'information.

Comme nous avons vu dans la section 4.2.2, la relation indicateur–phénomène d'intérêt est surjective, c'est à dire qu'on peut envisager plusieurs indications pour un même phénomène environnemental.

Dans la plupart des cas, le choix des types d'indications d'intérêt, au regard des acteurs directement concernés, a permis de guider la recherche des caractéristiques biophysiques et modèles envisageables.

Nous avons donc, pour chaque phénomène, présenté une synthèse sur l'état des connaissances scientifiques notamment des modèles biophysiques, relatifs à la chaînes d'impact, leur validité quant à des caractéristiques biophysiques locales et leur pertinence au regard de données disponibles ou estimables.

Nous avons donc suivi ce schéma général dans la rédaction de ce chapitre pour chaque phénomène, hormis concernant l'épuisement des ressources non renouvelables, pour lequel l'étude des caractéristiques a plus largement contribué à l'identification de l'indicateur.

Nous synthétisons les indicateurs retenus dans le tableau D.1.

Cette structuration méthodologique a permis la conception d'indicateurs au plus juste, sans nécessairement chercher la précision (*accuracy vs. precision*, cf. section 4.2.1), de l'ampleur du phénomène susceptible d'être engendré.

Au travers de cette approche consistant à clarifier les typologies d'indication, les

caractéristiques et indicateurs, l'équipe technique facilitatrice (*“hard science participant”*) a joué ici un rôle essentiel, permettant de :

- traduire et structurer des préoccupations environnementales d'acteurs en indicateurs ;
- analyser les méthodes et modèles valides et envisageables au contexte territorial, voire d'en suggérer.

Pour illustrer la troisième phase de notre méthode, nous avons choisi d'estimer la contribution au dérèglement climatique pour laquelle deux types d'indication de nature quantitatives ont été retenus :

- le premier concerne la contribution des processus mis en œuvre dans le cadre du scénario optimal dans l'absolu ;
- le deuxième concerne la contribution des processus engendrés et évités dans le scénario optimal, comparativement au scénario tendanciel.

Ce choix permet d'illustrer les similitudes et différences entre ces deux approches, pour un même phénomène d'intérêt et des indicateurs ayant recours aux mêmes grandeurs physiques.

TABLE 7.1 – Liste des porteurs par enjeux

Environnement	Phénomène	Porteurs d'intérêts	Indicateur
Environnement des habitants	Exposition olfactives issues de compostage et épandage	Agriculteurs et riverains	→ concentrations relatives à des types d'odeurs en périphérie de zones de compostage → -/0/+ /++ sur zones d'épandage à proximité d'habitations
Environnement des habitants	Exposition à des nuisances sonores	Riverains	→ niveaux sonores [dB(A)] escomptés en bordure des nouvelles installations
Environnement des habitants	Pollution des produits maraîchers	Agriculteurs et habitants du territoire	→ <b>CTO</b> : concentration envisageable dans les plantes en µg/g relative à des niveaux de toxicité → <b>ETM</b> : évolution de la concentration dans le sol en mg/kg au regard de seuils réglementaires et des teneurs naturellement présentes
Environnement des habitants	Pollution nappe phréatique	Collectivité	→ échelle de vulnérabilité relative, $-5 < +5$ , quant au risque de transfert de nitrate dans le sous-sol
Environnement des habitants	Impact visuel dans le paysage	Riverains	→ échelle de critères qualitatifs : absence d'impact à impact très fort, des nouvelles installations dans le paysage
Environnement métabolique	Fertilité du sol	Agriculteurs	→ évolution dans le temps de la teneur en carbone et en azote dans le sol
Environnement métabolique	Transferts de “contaminants” des produits organiques vers la plante	Agriculteurs et agro-industriels	→ plages de dispersions extrêmes quant à l'accumulation d'éléments représentatifs dans les sols et vers les plantes
Environnement global	Contribution au changement climatique	Communauté internationale, État (champ d'intervention) et ensemble des acteurs	→ forçage radiatif induit par les processus émetteurs de <b>GES</b> induits dans le scénario optimal → résultante du forçage radiatif des processus émetteurs de <b>GES</b> directement et indirectement induits et évités par le scénario optimal en comparaison du scénario tendanciel
Environnement global	Épuisement des ressources non renouvelables	État et collectivité (résilience) et ensemble des acteurs	→ augmentation du coût marginal induit par l'épuisement des ressources minérales



# Analyse absolue de la contribution au changement climatique

## Sommaire

<b>8.1 Conception du modèle de données</b>	<b>106</b>
<b>8.2 Inventaire du modèle de données</b>	<b>109</b>
<b>8.3 Estimation de l'impact climatique</b>	<b>130</b>
<b>8.4 Conclusion</b>	<b>135</b>

**Résumé** — Dans le chapitre précédent nous avons identifié des indicateurs relatifs à chaque phénomène d'intérêt. Cette démarche se focalise sur les indications (c-à-d l'information environnementale) à transmettre aux groupes d'acteurs concernés par le projet de symbiose industrielle territoriale (SIT). Dans ce présent chapitre nous illustrons la phase 3 de la méthode en estimant la contribution au changement climatique dans l'absolu, c'est à dire des processus mis en œuvre dans le cadre du scénario optimal, qui est l'une des deux indications identifiées d'intérêt dans le cadre du projet GIROVAR au regard de l'impact climatique (voir section 7.8).

Cette analyse absolue du scénario optimal se distingue de l'analyse comparative, qui concerne la contribution résultante des processus engendrés et évités dans le cadre du scénario optimal, comparativement au scénario tendanciel. Cette analyse comparative fait l'objet du chapitre 9.

Dans un premier temps nous décrivons les grandes lignes du modèle de données (changements et postes d'émission de GES, section 8.1.2) et faisons l'inventaire du modèle de données (données, modèles biophysiques et industriels, section 8.2), consistant à l'inventaire des émissions de GES sur la durée de simulation du scénario optimal dans le modèle de simulation UPUTUC. Cet inventaire sera ensuite compilé dans un modèle de projection temporelle d'impact climatique que nous avons développé à cet effet (section 8.3).

Cette analyse absolue permet d'identifier les principaux processus d'impact. Ceux-ci se situent au niveau de l'élaboration des produits : ce sont essentiellement les émissions à la production d'azote de synthèse, utilisé comme complément minéral de EOMLLB, et la dégradation de la matière organique lors du compostage, devant les émissions au champ qui sont sensiblement moins contributrices. Les processus logistiques tels que les transports ont une faible contribution.

La simulation du scénario optimal suggère d’importants volumes de **EOMLLB** au regard de **EOFVB** et **CCLLB**. Pour des contributions du même ordre de grandeur, rapportées aux ratios massiques à la formulation des granulés, celle de l’azote est environ 4 fois plus importante que celle du compost. La recommandation d’une diminution de la fraction d’azote minéral complémente ne peut cependant être envisagé sans être ré-intégré dans les simulations des circuits.

## 8.1 Conception du modèle de données

Le modèle de données, tel que nous avons défini (section 4.3) est l’organisation des processus de pressions, industriels et biophysiques, liés aux changements industriels engendrés, directs et indirects, induits et évités, en fonction de l’objectif qu’est l’indication environnementale fournie au travers de l’indicateur.

Pour une analyse absolue, le modèle de données —étant l’ensemble des perturbations directement engendrées (fig. 8.1, reprise de la figure 4.4 pour laquelle nous illustrons les types de perturbations)— est constitué à partir des flux émanant des processus industriels mis en place, dans le temps de la représentation des scénarios ; il n’y a pas d’évitement à considérer.

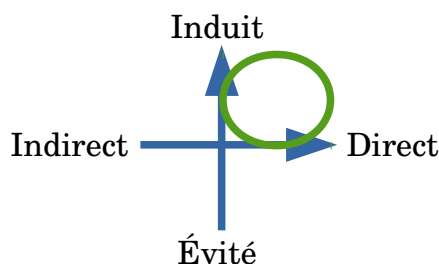


FIGURE 8.1 – Types de perturbations à considérer dans le cadre d’une analyse absolue. Cette typologie est expliquée dans la légende de la figure 4.4 page 43.

### 8.1.1 Point de départ

Pour concevoir le modèle de données, le point de départ ce sont les changements engendrés par la mise en œuvre de de la **SIT**. Dans notre cas d’étude, les nouvelles unités industrielles :

- 2 unités de compostage
  - litières-lisiers-broyats : UT-**CCLLB**
  - fientes-vinasses-broyats : UT-**CCFVB**
- 1 unité de granulation UT-GRANULATION, qui reçoit la totalité du compost de UT-CCFVB, une partie du compost de l’UT-CCLLB, ainsi qu’une complémentation minérale : **EOMLLB** et **EOFVB**

Dans le chapitre 5 nous avons présenté la modélisation de ces filières par une approche orientée agents (modèle UPUTUC), permettant de quantifier les flux mis en œuvre dans le cadre de la **SIT**. Nous nous baserons ici sur les données issues de ces simulations.

### 8.1.2 Sources d'émissions de GES

Les sources d'émissions considérées dans cette analyse absolue sont directement liées aux processus mis en œuvre dans le cadre de la **SIT**, soient les deux unités de compostage et l'unité de granulation, que nous représentons schématiquement sur la figure 8.2.

Ces processus centraux (en vert) captent (flèches gris-claires) les matières des unités de production de **PRO** (situées schématiquement en périphérie) et les flux des produits élaborés (flèches noires) vont vers les parcelles de canne à sucre et de maraîchage.

L'analyse absolue a pour but d'aider à l'optimisation du système en soi. Ainsi, dans le cas de l'estimation de l'impact climatique, l'analyse absolue doit intégrer toutes les émissions de **GES** liées au *système mis en place* : les circuits.

Cela signifie que tous les **GES** émis sont à considérer pour leur contribution au changement climatique, sans distinction d'origine. Ainsi, pour l'estimation absolue d'impact climatique, nous comptabilisons les émissions de carbone dites d'origine biogénique, que ce soit pour le compostage, la minéralisation de la matière organique après apport au sol, voire d'émissions à la combustion de matières organiques pour la production d'électricité, dans les inventaires d'émissions agrégées de bases de données comme Ecoinvent.

Ces émissions ne sont généralement pas comptabilisées dans la plupart des types d'inventaires, par exemple des inventaires nationaux de **GES**. Cette exclusion se justifie de manière approximative d'un point de vue comptable, en considérant le cycle global naturel du carbone : autant est absorbé par une plante que rejeté lors de sa dégradation [236, 189, 132]. Cette approche est justifiée d'un certain point de vue, notamment pour une “comptabilité **GES**” d'un ensemble d'activités contenues dans un espace géographique (ex. territoire, exploitation agricole) qui regrouperait à la fois des processus d'absorptions et d'émissions.

L'exclusion systématique de ces émissions est cependant sujette à controverse, dans la mesure où 40 à 70% de la matière organique se dégrade lors du compostage sous forme de CO<sub>2</sub> et l'exclusion de ces émissions (à balancer avec les processus d'absorption) des inventaires réduit les recherches sur la quantification des émissions de CO<sub>2</sub>, qu'on quantifie surtout pour refléter l'état d'avancement de maturité du compost, l'émission de CO<sub>2</sub> étant un indicateur de l'activité microbienne [207].

Cette simplification n'est pas compatible avec notre analyse. Omettre par exemple l'émission de CO<sub>2</sub> consécutive à l'épandage d'une matière organique impliquerait à la fois :

- d'affecter un crédit d'émissions à un déchet ou co-produit, lesquelles filières que nous étudions ne sont pas responsables (section 4.3) ;
- de rejeter, implicitement et *a priori*, le quatrième élément clé d'une représentation d'une conséquence environnementale (voir section 3.1.3), en supprimant la dimension temporelle relative aux émissions pour l'estimation de la conséquence climatique.

Dans notre cas d'étude nous cherchons donc à comptabiliser les émissions de CO<sub>2</sub>, dites d'origine biogénique, notamment au compostage, épandage, combustion de la matière organique.



Ce travail d'estimation est par ailleurs susceptible d'être évalué par les acteurs en repositionnant la **SIT** dans son contexte géographique, pouvant amener à pondérer certaines sources d'émissions de **GES** les uns par rapport aux autres.

Les sources de pression (émissions de **GES**) qui en découlent sont donc <sup>1</sup> :

- les émissions de **GES** consécutives à l'épandage de ces produits pour la fertilisation de la canne et en maraîchage. Cela concerne :
  - $N_2O$ , suite à nitrification et dénitrification d'une partie de l'azote ammoniacal ( $N-NH_4^+$ )
  - $N_2O$ , indirectement, après dénitrification de nitrates ( $NO_3^-$ ) ruisselant
  - $NH_3$ , après redéposition d'une partie sous forme ammoniacale, dont une partie de l'azote est dénitrifiée et constitue donc une émission indirecte de  $N_2O$
  - $CO_2$ , par oxydation/minéralisation de la matière organique
  - $CH_4$ , dans certaines conditions anoxiques
- les émissions de **GES** consécutives à l'élaboration de ces produits, par compostage et granulation. Cela concerne :
  - $CO_2$ , par oxydation/minéralisation de la matière organique
  - $NH_3$ , volatilisation d'ammoniac dont une partie redéposée sera dénitrifiée
  - $CH_4$ , formé dans les sections anaérobies dans le compost en formation et non oxydé
  - $N_2O$ , par nitrification de l'ammoniac et dénitrification partielle et consécutive des nitrates
- les émissions de **GES** <sup>2</sup> lors de la fabrication des engrais de synthèse (entrant dans la fabrication du **EOMLLB**)
- les émissions de **GES** <sup>3</sup> consécutives de l'usage de matériels de transports pour la manutention des matières organiques et minérale en amont et aval de leur transformation.

Nous pouvons regrouper les émissions par produit ; processus d'émission (compostage, fabrication de compléments minéraux, import de ces compléments etc.), liés à ces produits, en rapport à des phases de cycle de vie (élaboration, utilisation, transport).

Ces trois entrées de la table d'inventaire des émissions sont schématiquement représentées sur la figure 8.3.

## 8.2 Inventaire du modèle de données

Dans la section 7.8 nous avons conclu à l'usage du forçage radiatif pour représenter l'impact climatique. Celui-ci nécessite l'établissement d'un inventaire temporel des émissions de **GES**, en l'occurrence à un pas de temps annuel, en corres-

---

1. On notera l'exclusion de certains processus d'émission, que nous ne pouvons considérer compte-tenu de la représentation limitée de certains processus industriels dans le modèle UPU-TUC, comme par exemple la gestion du stockage du lisier chez les éleveurs et que les circuits de la **SIT** pourraient engendrer. En effet, le stockage de lisier est émetteur de **GES** et des changements dans la gestion territoriale du lisier est susceptible de réduire ces émissions [145].

2. Plus d'une vingtaine selon la base de données Ecoinvent.

3. Idem que les émissions issues de la fabrication des engrais.

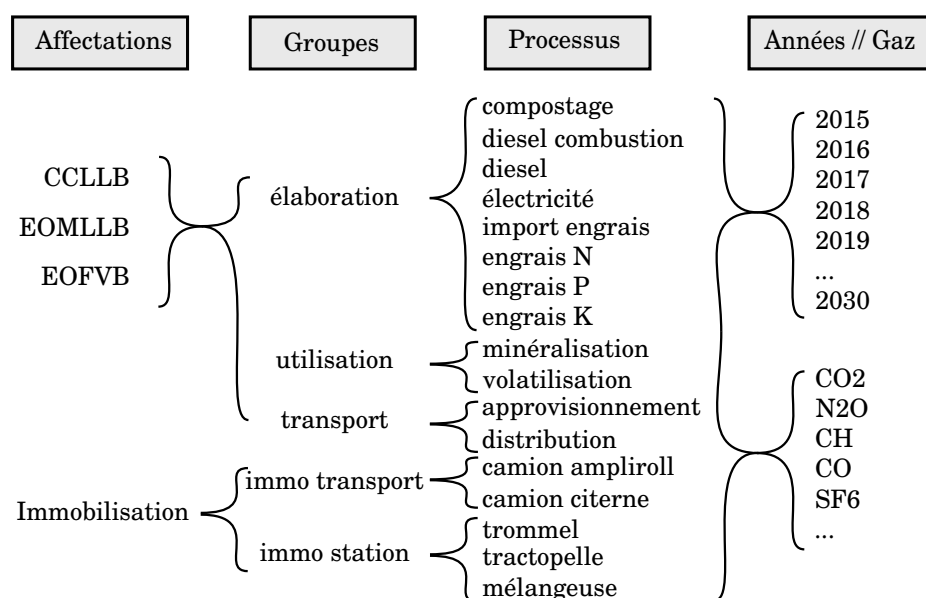


FIGURE 8.3 – Entrées et combinaisons possibles de la table d’inventaire temporel d’émissions de GES. On notera l’exclusion du bâti des nouvelles stations, du fait que les détails de leur conception n’ont pas été envisagés dans le cadre du projet.

pondance avec l’expression de la durée de demi-vie des GES par le GIEC en années. Il serait “mathématiquement” envisageable d’augmenter la finesse temporelle en s’exprimant en mois, voire pourquoi pas en jour, mais la recherche d’une telle précision ne peut se justifier, ne serait-ce au regard de la futurité<sup>4</sup> relative aux conséquences climatiques, de l’ordre de quelques décennies à plusieurs dizaines de décennies.

Le choix des modèles d’émissions de GES ne peut se porter *a priori* sur des modèles génériques ou spécifiques. Comme nous le décrivons dans le chapitre 4, le choix des modèles doit être argumenté en fonction des connaissances scientifiques et de la problématique de mise à l’échelle, et notamment la disponibilité de données. Les sources d’émissions étant de nature différentes, l’ensemble des connaissances relatives aux différentes sources d’émissions peuvent être différentes et peuvent avoir une influence sur la considération de la temporalité des émissions.

Pour chaque source d’émission, en fonction de la nature de ces dernières, nous nous attacherons dans un premier temps à décrire les mécanismes bio-physico-chimiques, consécutifs d’une source de pression industrielle, par exemple l’émission de CO<sub>2</sub> pendant le compostage. Puis nous chercherons à préciser les variables prises en compte dans des modèles d’émissions le cas échéant. Nous sélectionnerons ensuite les modèles d’émission en fonction de leur validité et représentativité, et de leurs paramètres environnementaux et industriels nécessaires, disponibles ou estimables. Il convient de garder ici à l’esprit que la *connaissance des mécanismes* bio-géochimiques (par exemple liés au compostage ou à l’épandage de PRO et engendrant des émissions de GES) et par conséquent les *modèles d’estimation*, sont très im-

4. Considération temporelle des conséquences environnementales, voir section 3.1.3.

parfaits et peuvent dans certains cas être accompagnés d’incertitudes associées et représentées par des intervalles de confiance estimés par expertise [87]. Les incertitudes liées aux émissions du secteur agricole et notamment celles de  $\text{N}_2\text{O}$  sont les plus importantes dans l’inventaire national orchestré par le CITEPA <sup>5</sup>.

Cette démarche d’évaluation ne s’apparentant pas à un simple inventaire annuel d’émissions de **GES**, les modèles d’estimation d’émission du **GIEC** ne seront utilisés que partiellement. Enfin pour chaque source d’émission, le cas échéant, nous décrirons la précision (temporelle et spatiale) nécessaire de l’inventaire, pour que l’établissement de ce dernier puisse répondre au besoin final de l’évaluation.

### 8.2.1 Estimation des émissions directes de $\text{N}_2\text{O}$ , consécutives à l’épandage sur canne à sucre et en maraîchage

Les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  proviennent de deux mécanismes : la nitrification et la dénitrification. La nitrification est l’oxydation de l’ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) en nitrite ( $\text{NO}_2$ ) puis en nitrate ( $\text{NO}_3$ ) par les micro-organismes. S’agissant d’une oxydation, celle-ci a lieu en présence d’oxygène et donc lorsque le sol est suffisamment aéré. Cette activité microbienne, qui est corrélée à la matière organique du sol, est nécessairement limitée par la concentration en ammonium et augmente fortement lorsqu’il est en excès. La nitrification est optimale entre 20 et 36°C et réduite en deçà et au-delà [17].

La dénitrification est issue de la respiration microbienne consommant l’oxygène de  $\text{NO}_3$  et amenant à la production de  $\text{N}_2$  (diazote). Dans le cadre de ce mécanisme de dénitrification, l’émission de  $\text{N}_2\text{O}$  résulte de la consommation incomplète de l’oxygène de  $\text{NO}_3$ .

Contrairement à la nitrification, la dénitrification a lieu en condition anaérobie (milieu appauvri en oxygène). Les sols argileux qui ont une plus forte capacité de rétention d’eau, sont plus favorables aux conditions anoxiques, au-delà de 60% de saturation de la porosité du sol [17]. L’azote des **PRO** a ainsi moins tendance à être dénitrifié dans les sols sableux et cette différence peut atteindre un facteur 10 [17]. La texture d’un **PRO** joue aussi un rôle ; les formes solides (composts, fumiers) et déshydratées (granulés) sont plus aérées et donc moins propices à la formation de zones anaérobiques favorables à la dénitrification. La dénitrification est également liée à la teneur en matière organique et à la fraction de carbone facilement biodégradable [134]. En effet, la minéralisation de celle-ci, contenue dans les **PRO** apportés au sol, consomme de l’oxygène et peut engendrer des zones anoxiques favorisant la nitrification incomplète et la dénitrification. Il en est de même avec les acides gras volatiles contenus dans les **PRO** qui sont métabolisées par les bactéries du sol [17, p.725].

Des émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  ont lieu dans un premier temps dans les jours et semaines qui suivent l’épandage. Les émissions peuvent ensuite durer plus de trois mois. Ces émissions plus tardives peuvent apparaître sous forme de pic après de fortes pluies, même plusieurs semaines après l’épandage [17].

5. Incertitude combinée de 27% des émissions totales



Un grand nombre de facteurs liés aux propriétés du sol, du **PRO** lui-même, à la pratique (dose apportée. . .), au climat, influencent les émissions de  $N_2O$  avec parfois des effets contradictoires et il est difficile de les isoler [17]. Aussi aujourd'hui on ne dispose pas de modèle général robuste permettant d'estimer les émissions de  $N_2O$  consécutives à l'épandage de **PRO** et il n'est possible d'estimer les émissions de  $N_2O$  qu'avec une grande incertitude [87].

Par conséquent nous ne disposons d'aucun modèle permettant d'estimer les émissions de  $N_2O$  consécutives à l'épandage des nouveaux produits **CCLLB**, **EOMLLB** et **EOFVB** sur canne et maraîchage à la Réunion sur les différents types de sols cultivés, aux différentes altitudes et contextes climatiques. Les produits élaborés ne peuvent être distingués que par leur teneur prévue en azote.

L'ESCO MAFOR<sup>6</sup> recommande, pour estimer les émissions de  $N_2O$ , de rapporter les émissions à l'azote disponible après volatilisation et lixiviation [17]. C'est également ce que recommande le **GIEC** qui pour l'estimation de niveau 1 retranche 20% de l'azote [120]. Ce retranchement qui est explicite, bien qu'invariant, dans la version de 1996 ne l'est plus dans celle de 2006 [54] avec le rabatement direct du pourcentage d'émission de  $NH_3$  sur le facteur d'émission de  $N_2O$ .

Il serait donc envisageable d'adapter ce facteur de retranchement (qui correspond à l'émission de  $NH_3$ , voir émissions indirectes), mais à défaut de modèles pour estimer cette émissions ammoniacale<sup>7</sup>, nous nous retranchons sur le facteur d'émission générique proposé par le **GIEC** [54] et repris dans l'inventaire national de **GES** [87, p.1014] et utilisé pour les territoires ultra-marins [46], à savoir : 1,25% de 80%, soit 1% de l'azote contenu dans les produits.

L'usage d'un facteur d'émission (de 1%) nécessite d'en clarifier les limites. Notamment son usage en tant que tel n'intègre pas la pratique, notamment la dose et donc le surplus azoté apporté. Cependant les produits ont été conçus dans le projet entre autres à partir de la demande en azote et on estime que les produits ne seront pas épandus en excès d'azote. Selon l'ESCO MAFOR il faudrait adapter le coefficient au contexte local, mais comme expliqué précédemment, il n'existe pas pour l'heure de références à la Réunion. La variabilité du facteur d'émission est de 0,3 à 3%.

Globalement la dynamique des émissions de  $N_2O$  est relativement rapide, au plus de quelques mois. Cette dynamique n'est pas linéaire et dépend notamment des variations climatiques. La granularité d'estimation de l'impact climatique étant annuelle, il ne serait pas pertinent pour l'analyse globale d'essayer de proposer une variabilité d'émission intra-annuelle (c.-à-d. d'étaler l'émission de 1% sur plusieurs mois). On représentera donc l'émission comme un pulse direct consécutif à l'émission. Les valeurs d'émission de  $N_2O$  direct retenues pour les produits sont résumées dans le tableau 8.1.

Les émissions directes de  $N_2O$  peuvent être directement estimées à partir des quantités de **EOMLLB**, **EOFVB** et **CCLLB** utilisées sur canne et en maraîchage, estimées section 5.5.

---

6. Expertise Scientifique Collective, pilotée par l'Inra, le CNRS et l'Irstea, réalisée à la demande des ministères chargés de l'Agriculture et de l'Environnement, sur la valorisation des MATières Fertilisantes d'Origine Résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestiers.

7. Notons ici que des mesures sur site sont en cours dans le cadre du Soere-Pro à la Réunion et devraient aboutir à l'élaboration de ce type de modèle.



TABLE 8.1 – Teneurs en N total des produits et valeurs d’émission directe de  $N_2O$ . Toutes les teneurs sont reprises dans le tableau en annexe H page 231

	teneur N (kg/t MB)	émission $N_2O$ (kg/t MB)
CCLLB	17	0,26
EOMLLB	70	1,10
EOFVB	33	0,51

Avec le ration de correction massique  $N_2O/N-N_2O = M(N_2O)/2 \times M(N) = 44/28$

### 8.2.2 Estimation des émissions indirectes de $N_2O$ , consécutives à l’épandage des PRO

Des émissions indirectes de  $N_2O$  consécutives à l’épandage de matière organique ont lieu par l’intermédiaire de deux mécanismes : la volatilisation d’ammoniac ( $NH_3$ ) au moment de l’épandage et la lixiviation de nitrate ( $NO_3$ ).  $NH_3$  en se redéposant sur les sols suit le processus précédent de nitrification-dénitrification et une partie du  $NO_3$  lixivié ou ruisselé sera dénitrifiée plus loin dans le bassin versant.

La volatilisation de  $NH_3$  est un processus physique de transformation de l’ammonium en solution en ammoniac libre émis dans l’atmosphère. Elle dépend de la constante de dissociation (équilibre acido-basique), donc du pH et de la température, du passage de la forme liquide à la forme gazeuse régi par la constante de Henry et du transfert vers l’atmosphère. Le *pool* d’ammonium ( $NH_4^+$ ) en solution est issu de l’ammoniac présent dans les produits et de la dégradation microbienne de la matière organique. Cette dégradation a lieu avant l’épandage lors du stockage, au cours de l’épandage et dans les heures qui suivent. La volatilisation met en jeu une part importante de l’azote, laquelle forme ammoniacale de l’azote représente la majeure partie de l’azote minéral, potentiellement facilement disponible pour les plantes s’il est nitrifié [118, p.37]. La concentration en ammonium est un facteur favorisant la volatilisation de  $NH_3$ , laquelle volatilisation est alors plus importante lorsque l’azote contenu dans le PRO est principalement présent sous forme  $NH_4^+$  (cas des lisiers par exemple) [94].

Sommer *et al.* [216] rapportent différents facteurs influençant le mécanisme de volatilisation, notamment l’émission de  $NH_3$  croît d’autant plus que l’ammonium est soumis au rayonnement solaire et avec la température, et au contact de l’air, et donc en condition venteuse, bien que la relation entre les trois (émission, rayonnement, vent) ne soit pas linéaire : l’effet du rayonnement décroît avec le vent [216]. La volatilisation est à l’inverse réduite lorsque l’ammonium est injecté dans le sol [217], épandu sur culture (dans le cas où le PRO a une teneur suffisamment basse pour passer sous le couvert, ce dernier réduisant la température de surface) [222] et sous paillis, plutôt que déposé sur surface nue [185, 94]. Aussi les facteurs facilitant l’infiltration de l’ammonium et son incorporation au sol, tels que l’augmentation de la pluviométrie et la capacité d’échange cationique (dont l’effet est également lié à l’humidité) [216], permettent de limiter l’émission de  $NH_3$ . L’effet de la pluviométrie est concomitant à celui de l’humidité du sol sur la limitation de la réaction



La volatilisation de  $NH_3$ , mettant en jeu le couple de réaction acido-basique

$\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$ , est également tributaire du pH du sol. Plus celui-ci sera basique, plus la volatilisation de  $\text{NH}_3$  sera importante [216, 94].

Des modèles tels que VOLT’AIR [99] et STAL [165] ont été développés dans le but d’estimer les émissions de  $\text{NH}_3$  consécutives à l’épandage de lisiers. Ces derniers sont calibrés pour l’épandage de lisiers et sont encore imparfaitement paramétrés pour celui des PRO en général [118].

Des mesures d’émissions, consécutives à l’épandage de lisier en conditions tropicales à la Réunion, ont été effectuées dans le but de calibrer ces modèles pour pouvoir fournir des références d’émissions valides pour évaluer des stratégies de gestion au niveau local. *In fine*, ces travaux devaient notamment intégrer certaines spécificités en matière de pratique, de caractéristiques des sols (pH, CEC) et climatiques (humidité, vent, température) [185]. Les résultats montraient que dans certaines situations (en hiver sur prairies à 1500m) les émissions étaient assez proches de ce à quoi on pouvait s’attendre en Europe (40% de N- $\text{NH}_4$  apporté). Les résultats sont en revanche plus contrastés dans les autres situations. Pour la canne, sur sol nu, les émissions de  $\text{NH}_3$  étaient beaucoup plus rapides qu’en Europe mais homogènes malgré des conditions climatiques différentes; et en revanche très variables lorsque le lisier est épandu sur mulch (entre 10% et 100% de l’azote ammoniacal volatilisé) [185]. Ce travail de calibration et de références pour les diverses situations locales d’épandage de PRO n’est en revanche pas abouti [185]. Des travaux en cours<sup>8</sup> devraient à terme permettre de fournir des références locales, dont nous ne disposons pas pour l’heure.

À défaut de pouvoir utiliser de modèle calibré et donc valide pour l’estimation des émissions de  $\text{NH}_3$  consécutives à l’épandage du CCLLB, EOMLLB et EOFVB, dans le but d’estimer les émissions indirectes de  $\text{N}_2\text{O}$ , nous utiliserons les facteurs d’émission par défaut du GIEC [54], qui sont également ceux repris par le CITEPA [87], à savoir 20% de l’azote total épandu volatilisé sous forme  $\text{NH}_3$ .

Une fois  $\text{NH}_3$  émis, il est graduellement redéposé sur la surface terrestre. Cette redéposition peut avoir lieu relativement proche de la source d’émission mais peut s’étendre sur des centaines de kilomètres [56]. Les surfaces agricoles considérées dans le présent cas d’étude sont au plus situées à une quinzaine de kilomètres de l’océan, lequel est considéré comme un puits pour les retombées d’azote atmosphérique [96, 209].

Il n’existe pas pour l’heure d’étude portant sur le devenir de l’ammoniac volatilisé à la Réunion et la dynamique de sa dispersion dans l’Océan Indien, sur lesquels nous ne pouvons donc conclure. À défaut de pouvoir avancer d’autre chiffre, nous optons pour l’hypothèse retenue pour le système d’inventaire national, lequel suit la recommandation du GIEC, soit la totalité des retombées au sol, suivi de l’émission directe de  $\text{N}_2\text{O}$  précédemment estimée (section 8.2.1) à 1%.

La lixiviation du nitrate et son transport dans les eaux souterraines et de surface dépend de conditions climatiques, dont la température et la pluviométrie, mais aussi des cultures et rotations [171] et de paramètres du sol tels que la teneur en matière organique, la fraction argileuse et la porosité qui influent sur le lessivage (rétention de l’eau) et la nitrification elle-même [204]<sup>9</sup>.

Les mécanismes de lixiviation sont complexes et leur modélisation pour des usages

8. Notamment le Soere Pro à la Réunion lancé début 2014

9. Voir également section 8.2.1 sur les émissions directes de  $\text{N}_2\text{O}$

TABLE 8.2 – Valeurs d’émission totale (directe et indirecte) de  $N_2O$ 

	kg $N_2O$ /t MB)
CCLLB	0,38
EOMLLB	1,57
EOFVB	0,73

opérationnels non aboutie [94]. Les modèles mécanistes de lixiviation du nitrate sont adaptés à des conditions expérimentales et pas encore pour une évaluation d’échelle régionale à la Réunion [85]. Richner *et al.* [204] proposent de détourner cette complexité de modélisation mécaniste pour l’évaluation environnementale en catégorisant certains paramètres influençant la lixiviation de  $NO_3^{2-}$  pour ne plus considérer que certains paramètres d’inventaire industriel.

Cette approche efficace dans le contexte suisse n’a néanmoins pas encore été réalisée à la Réunion : cela constituait néanmoins une perspective d’un travail de recherche visant à étudier la vulnérabilité au transfert de polluants dans l’ouest de la Réunion [85]. Nous ne disposons donc à ce jour que du facteur de transfert et d’émission proposé par défaut par le GIEC [54]<sup>10</sup>, à savoir :

- 30% de l’azote total lixivié sous forme nitrate (entre 10 et 80%) (valable pour la Réunion où il existe un risque de lixiviation [85])
- 0.75% de l’azote lixivié dénitrifié en  $N_2O$  (entre 0,05 et 2,5%)

Les émissions de  $NH_3$  ont lieu rapidement après l’épandage, cependant nous ne disposons pas d’information concernant la dynamique de redépôt qui peut s’opérer à la Réunion et précède la nitrification et dénitrification de l’azote. De plus les variations inter-annuelles des quantités de compost et d’engrais organiques épandus sont relativement faibles. Dans le cadre de ce travail il ne semble donc pas pertinent de représenter cette dynamique.

Concernant les émissions indirectes de  $N_2O$  par lixiviation, la dynamique de transfert puis de dénitrification n’est pas connue. À défaut, nous utiliserons le coefficient d’émission, à partir de l’inventaire industriel, sans dimension temporelle.

Les valeurs d’émission totale (c.-à-d. émissions directes et indirectes) retenues pour les produits sont résumées dans le tableau 8.2.

Les émissions indirectes de  $N_2O$  peuvent être directement estimées à partir des quantités de EOMLLB, EOFVB et CCLLB utilisées sur canne à sucre et en maraîchage, estimées section 5.5.

### 8.2.3 Estimation des émissions de $CO_2$ , consécutives à l’épandage des PRO

Après dépôt au sol, la matière organique contenue dans les PRO est dégradée par des microorganismes. Ceux-ci consomment de l’oxygène et minéralisent une partie du carbone contenu dans la matière organique. Cette réaction génère ainsi du  $CO_2$ . Outre les facteurs propres au PRO, tels que la stabilisation et la provenance des matières organiques (différentes structures chimiques) [159], un grand nombre de

10. NB : la référence du CITEPA [87] ne tient pas compte de la modification, concernant la fraction d’azote lixivié, opérée par le GIEC dans le rapport de 2006 par rapport 1996 [120]

paramètres liés à la fois au sol et au **PRO** rentrent en jeu dans l'estimation de la quantité de CO<sub>2</sub> émis, notamment l'humidité, la densité de matière organique, l'ammonium présent [159].

Ainsi l'imputation au **PRO** lui-même de l'émission de CO<sub>2</sub> consécutive à son épandage est difficile à isoler de celle liée à l'activité biologique du sol [118]. Cependant c'est également le cas pour la volatilisation de NH<sub>3</sub> et des recherches sur des attributions distinctes entre sol et matière organique apportée ont déjà été faites [128, 159] sans pouvoir pour autant réussir à les distinguer.

Comme expliqué précédemment, l'émission de CO<sub>2</sub> consécutive à l'épandage est généralement exclue des bilans environnementaux, ce qui n'est pas valable dans notre cadre méthodologique d'évaluation (cf. section 8.1.2).

Il résulte notamment de cette exclusion méthodologique que la littérature traite des émissions de CO<sub>2</sub> au travers soit de la problématique de la séquestration de carbone dans le sol, soit de la valeur fertilisante des **PRO** [189, 159, 133, 190].

Aussi la stabilité de la matière organique épandue au sol est inversement corrélée à l'émission de CO<sub>2</sub> [159]. Cependant, bien que nous ayons une capacité d'appréciation relativement précise des usages (en temps, espace, quantités), nous ne disposons pas de jeux de données suffisamment précis permettant d'alimenter un modèle comme RothC [42] (fractionnement des pools de carbone et cinétiques spécifiques de minéralisation pour les conditions locales tropicales). Nous utiliserons une approche simplifiée considérant un potentiel d'humification de la matière organique des produits [114, 133], la fraction complémentaire correspondant à la minéralisation après épandage. On notera  $k_1$  ce potentiel d'humification de la matière organique apportée et  $k_2$  le taux annuel de minéralisation de la matière organique résiduelle intégrée au sol [114].

Les deux dynamiques de minéralisation de la matière organique génèrent les émissions de CO<sub>2</sub>, la première plus importante et rapide, et la seconde moins importante et plus diffuse dans le temps. Nous considérerons les quantités de carbone des produits pour approximer des taux d'émissions consécutives à l'épandage :

- pour l'année d'épandage<sup>11</sup>, le taux d'émission est le complémentaire (au sens statistique) du coefficient isohumique  $k_1$ , soit :

$$\text{taux d'émission } C - CO_{2 \text{ épandage année } 1} = (1 - k_1) \quad (8.1)$$

- pour chaque année suivante, l'émissions de CO<sub>2</sub> est consécutive à la minéralisation du reliquat humifié (notons  $Rh$ ) des années qui la précède, soit :

$$\text{taux d'émission } C - CO_{2 \text{ épandage année } A} = Rh \times k_2 \quad (8.2)$$

Sachant que le taux reliquat de la première année est  $k_1$ , l'émission est donc  $k_1 \times k_2$  et  $Rh = k_1 \times (1 - k_2)$ ;  $Rh$  pour toutes les années succédant celle de l'épandage est donc  $k_1 \times (1 - k_2)^t$  (avec  $t$  appartient aux entiers positifs et supérieur ou égale à 0, le nombre d'année après l'année succédant l'année d'épandage); on obtient ainsi pour toutes les années succédant celle de

---

11. La cinétique de minéralisation de la matière organique est variable d'un **PRO** à l'autre mais globalement de l'ordre de quelques mois [36], raison pour laquelle nous considérons les  $k_1$  pour l'année de l'épandage.

l'épandage la relation générale :

$$\text{taux d'émission } C - CO_2_{\text{épandage année } 2^+} = k1 \times (1 - k2)^t \times k2 \quad (8.3)$$

Les coefficients que nous retenons pour **CCLLB** et **EOMLLB** sont leurs **indices de stabilité de la matière organique (ISMO)**, estimés à partir d'analyses du laboratoire et du modèle TAO [186].

Le produit **EOFVB** n'a quant à lui pas encore été élaboré et donc n'a pas encore été analysé. Ne disposant d'informations sur les différentes fractions (lignieuse, labile...) de la matière organique, nous n'avons pu estimer un **ISMO** théorique à partir de TAO. À défaut de données, nous retiendrons, arbitrairement, le même  $k1$  que **EOMLLB**.

TABLE 8.3 – Coefficients d'humification de la matière organique de **CCLLB**, **EOMLLB**, **EOFVB**

	k1
CCLLB	0,38
EOMLLB	0,35
EOFVB	0,35

Pour le second ( $k2$ ), relatif à la minéralisation après incorporation de la matière organique au sol, nous retiendrons ceux proposés dans le Guide de la fertilisation organique à la Réunion [36], soit 2% par an sur sol cultivé en canne à sucre et maraîchage, et 1,5% par an pour les andosols des prairies d'altitude.

Afin d'estimer les émissions en kg  $CO_2$ /t de matière brute, il faut ensuite multiplier les taux d'émission de C- $CO_2$  par le rapport de masse  $CO_2/C$ , soit 40/12.

Les émissions de  $CO_2$  peuvent alors être directement estimées, de manière différentielle, à partir des quantités de **EOMLLB**, **EOFVB** et **CCLLB**.

Au bout d'un certain nombre d'années, l'incertitude sur le résiduel de minéralisation devient plus grande que la quantité estimée de l'émission elle-même. Aussi, puisque les quantités d'émission de  $CO_2$  mises en jeu deviennent négligeables au regard du reste, par souci de concision nous arrêtons l'estimation de cette minéralisation au-delà de 35 ans après la première année de simulation, soit 20 ans après la dernière année de simulation.

#### 8.2.4 Estimation des émissions de $CH_4$ , consécutives à l'épandage des PRO

Le  $CH_4$  est issu de la décomposition anaérobie de la matière organique. L'émission de  $CH_4$  consécutive à l'épandage provient soit de la dégradation de la matière organique après l'épandage, soit ce  $CH_4$  est contenu dans le **PRO** à l'issue du compostage et est libéré dans la journée qui suit l'épandage [17]. Les niveaux d'émission résultant des deux voies représentent une part minime, du centième de pourcent à 1%, du carbone du **PRO**. Cette estimation est généralement considérée négligeable et n'est pas prise en compte dans les méthodes d'inventaire, bien qu'on lui reconnaisse une importance relative [159, 17].

Nous ne disposons d'aucune référence permettant l'estimation du niveau d'émissions de  $\text{CH}_4$  consécutives à l'épandage des **PRO** et donc des produits du projet de **SIT**.

### 8.2.5 Estimation des émissions de carbone biogénique pour l'élaboration des produits organiques par compostage

Dans le cadre du compostage, tout comme après l'épandage, l'émission de  $\text{CO}_2$  est consécutive de la minéralisation de la matière organique par des microorganismes. L'émission de  $\text{CO}_2$  est la principale cause de perte de carbone dans la matière compostée; l'émission de  $\text{CH}_4$  est due à la présence de zones anoxiques et donc d'une mauvaise aération des andains [189]. Les principaux facteurs de minéralisation de la matière organique lors du compostage sont communs à ceux consécutifs à l'épandage : densité de matière organique, fractions de carbone, humidité, rapport carbone/azote, température, densité [189, 185, 182].

Dans le but de dimensionner les installations de compostage pour les teneurs souhaitées, notamment en azote, matière organique et siccité, un modèle de simulation de compostage de matières organiques en mélange a été utilisé [82]. Les taux d'abattement du C total entre les mélanges de matières brutes et les composts obtenus sont (à partir des caractéristiques des matières, voir tableau **H**) pour C en entrée :

- **CCLLB** : 0.59
- **CCFVB** : 0.65

rapportés au C en sortie :

- **CCLLB** : 1.45
- **CCFVB** : 1.86

rapporté à la tonne de compost (matière brute) :

- **CCLLB** : 0.28
- **CCFVB** : 0.31

L'émission des gaz carbonés au cours du compostage est diffuse et plus importante au début du processus [182, p. 37, 189]. Considérant le pas de temps d'estimation de l'impact climatique annuel et considérant que la station composte toute l'année, nous pouvons simplifier l'inventaire industriel en considérant l'émission comme "ponctuelle", à l'année de sortie du compost de la station de compostage. Par exemple, les émissions issues du compostage d'un **CCLLB** qui sort de station début janvier de l'année  $n$  ou en décembre, seront toutes comptabilisées pour l'année  $n$ .

Les produits **EOMLLB** et **EOFVB** sont issus de complémentations sur la base de **CCLLB** et **CCFVB** et les émissions de compostage sont donc les mêmes, respectivement. Les émissions relatives au compostage pour **EOMLLB** et **EOFVB** sont ainsi proportionnelles à leur composition respective en **CCLLB** et **CCFVB**, soient :

- **EOMLLB** : 58% de **CCLLB**
- **EOFVB** : 85% de **CCFVB**

Rapportés à la tonne de produit en sortie de station et corrigés des rapports massiques :

- $\text{C-CO}_2/\text{C}$  : 40/12
- $\text{C-CH}_4/\text{C}$  : 14/12



les coefficients d'émission de CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> en kg/t sont présentés dans le tableau 8.4.

Pour estimer le ratio entre CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> nous avons utilisé les facteurs d'émission et de correction de Rigolo *et al.* [205]. Le ratio C/N (14 pour les deux mélanges) et la teneur en MS (>35%) donnent une balance à 99,9% de CO<sub>2</sub> et 0,1% de CH<sub>4</sub>.

TABLE 8.4 – Facteurs d'émission de C rapportés à la tonne de produit en sortie de station

	kg-CO <sub>2</sub> /t	kg-CH <sub>4</sub> /t
CCLLB	1043,4	0,38
EOMLLB	605,2	0,35
EOFVB	974,3	0,35

Les émissions de C biogénique pour l'élaboration des produits par compostage peuvent être estimées à partir des quantités de EOMLLB, EOFVB et CCLLB sortant des stations (fig. 5.10).

### 8.2.6 Estimation des émissions azotées (NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O) par l'élaboration des produits organiques par compostage

Au début du processus de compostage, l'azote est présent dans les matières organiques sous forme ammoniacale et organique. Les principaux objectifs du compostage concernant NH<sub>4</sub><sup>+</sup> va être d'une part qu'il soit assimilé par les microorganismes (organisation) et d'autre part qu'il soit nitrifié; le nitrate étant une source d'azote facilement assimilable ensuite pour les plantes.

La volatilisation de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (en NH<sub>3</sub>) est une troisième voie qui résulte à la fois de son abondance et des cinétiques des deux premières : l'organisation et la nitrification. Elle est favorisée par le pH initial des produits mis à composter, la diffusion d'air au travers de l'andain et l'augmentation de température qui résulte de l'activité microbienne [182]. Ces deux paramètres sont liés. D'un côté l'augmentation du gradient de température à l'intérieur de l'andain engendre une convection de l'air. En même temps une aération du compost réduit la température.

L'aération de l'andain est par ailleurs nécessaire pour éviter les zones d'anoxies. En effet, après nitrification de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en NO<sub>3</sub>, la présence de zones d'anoxie favorise la dénitrification qui consomme l'oxygène des nitrates. Ce mécanisme est à éviter, d'une part parce qu'il réduit la quantité d'azote qui sera facilement assimilable par la suite pour les plantes, mais également parce qu'une dénitrification incomplète engendre du N<sub>2</sub>O.

L'humidité est également importante puisqu'elle permet la diffusion à la fois de la température mais aussi et surtout celle des microorganismes et donc leur activité dans le compost [185].

Le modèle de dimensionnement du compostage COMPOMODEL [82] présenté précédemment permet également l'estimation des variations des quantités d'azote entre le début (mélange de PRO) et la fin du compostage.

Ainsi, nous avons estimé les taux d'abattement de N total entre les mélanges de matières brutes en entrée et les composts obtenus. Rapportés à N total en entrée :

— CCLLB : 0,30

— **CCFVB** : 0,38

rapportés à N en sortie :

— **CCLLB** : 0,43

— **CCFVB** : 0,60

rapporté à la tonne de compost (matière brute) :

— **CCLLB** : 0,010

— **CCFVB** : 0,013

Pour estimer le ratio entre  $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  nous avons utilisé les facteurs d'émission et de correction de Rigolo *et al.* [205]. Le ratio C/N (14 pour les deux mélanges) et la teneur en MS (>35%) donnent une balance à 99.0% de N- $\text{NH}_3$  et 1,0% de N- $\text{N}_2\text{O}$ .

De la même manière que pour le  $\text{CO}_2$  et le  $\text{CH}_4$ , nous simplifions le processus d'inventaire de  $\text{NH}_3$  et de  $\text{N}_2\text{O}$  en considérant ces émissions comme ponctuelles, à l'année de sortie du compost de la station de compostage.

De la même manière que précédemment, les produits **EOMLLB** et **EOFVB** sont issus de complémentations sur la base de **CCLLB** et **CCFVB** et les émissions relatives au compostage pour **EOMLLB** et **EOFVB** sont ainsi proportionnelles à leur composition respective en **CCLLB** et **CCFVB**, soient :

— EOMLLB : 58% de **CCLLB**

— EOFVB : 85% de **CCFVB**

Rapportés à la tonne de produit en sortie de station et corrigés des rapport massiques :

— N- $\text{NH}_3$ /N : 17/14

— N- $\text{N}_2\text{O}$ /N : 44/28

les coefficients d'émission de  $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$  en kg/t sont présentés dans le tableau 8.5.

Comme nous avons vu précédemment, le  $\text{NH}_3$  n'est pas un **GES** direct. Une partie retombe au sol et est partiellement dénitrifiée générant ainsi du  $\text{N}_2\text{O}$ . Nous reprenons la même démarche employée dans la section traitant de l'estimation des émissions indirectes de  $\text{N}_2\text{O}$ , soit : retombée de 100% de  $\text{NH}_3$  sur sol, dénitrification de 1% de N- $\text{NH}_3$  en N- $\text{N}_2\text{O}$ . Avec les coefficients de correction massique entre  $\text{NH}_3$  et  $\text{N}_2\text{O}$ , on obtient un coefficient unique d'émission pour chaque produit, exprimé en kg  $\text{N}_2\text{O}$ -total/t, présenté dans le tableau 8.5.

TABLE 8.5 – Facteurs d'émission de N rapportés à la tonne de produit en sortie de station

	kg- $\text{NH}_3$ /t	kg- $\text{N}_2\text{O}$ /t	kg- $\text{N}_2\text{O}$ -total/t
CCLLB	12,5	0,2	0,3
EOMLLB	7,2	0,1	0,2
EOFVB	13,5	0,2	0,4

Les émissions de N ( $\text{NH}_3$  et  $\text{NO}_2$ ) produites par l'élaboration des produits organiques par compostage peuvent être estimées à partir des quantités de **EOMLLB**, **EOFVB** et **CCLLB** sortant des stations (fig. 5.10).



### 8.2.7 Estimation des émissions de GES d'origine industrielle au compostage

Les émissions de **GES** d'origine industrielle au compostage sont issues de la consommation de carburant et d'électricité ; elles ont lieu en amont ou au moment de la production de compost. Concernant les émissions en amont, il est très hypothétique de statuer la temporalité des chaînes d'approvisionnement étant donné qu'il n'existe par pour l'heure de base de données temporelles [16]. Nous utiliserons donc pour la suite la simplification méthodologique communément employée pour l'heure en **ACV** considérant dans l'inventaire ces émissions à l'instant de l'usage du produit [108], soit dans notre cas rapporté à la tonne, aux moments de distribution du **CCLLB**, **EOMLLB** et **EOFVB**.

Nous comptabilisons donc ici les émissions ou sources d'émissions rapportées à une tonne de compost. L'outillage pour les différentes stations est identique. Il comprend : un mélangeur/broyeur (électrique, 150 kW), un chargeur tractopelle (diesel, 100 kW), un trommel de criblage (électrique, 80 kW)<sup>12</sup>. Nous résumons dans le tableau 8.6 les paramètres d'usage de ces outillages et leur consommation respective rapportée à la tonne de compost.

Pour le diesel les émissions de **GES** ont lieu en amont (production et acheminement) et au moment de la consommation (combustion).

Pour calculer les émissions liées à la combustion du diesel, nous pouvons utiliser les coefficients d'émissions de **GES** à la combustion du diesel [226], soient :

- $7,41 \cdot 10^{-2}$  kg CO<sub>2</sub>/MJ
- $4,15 \cdot 10^{-6}$  kg CO<sub>2</sub>/MJ
- $28,6 \cdot 10^{-6}$  kg CO<sub>2</sub>/MJ

lesquels nous rapportons au kg de diesel par son pouvoir calorifique, soit 42 MJ/kg [87], pour obtenir les coefficients d'émission présentés dans le tableau 8.7. Pour estimer les émissions liées à la production et l'acheminement du diesel nous feront référence au processus équivalent de Ecoinvent (version 2.2, ID 1543).

De la même manière nous rapportons les émissions liées à la production d'électricité consommée pour l'élaboration des produits au moment de leur distribution.

Du fait de son isolement et de son développement, le mixe énergétique pour la production d'électricité à la Réunion varie [72]. Des projections sur l'évolution du mixe seraient hypothétiques et pour la suite nous considérerons les facteurs d'émission de la dernière année pour laquelle nous disposons de données.

Les facteurs d'émissions estimés ici ne sont pas nécessairement adaptés à n'importe quel type de bilan. Non seulement à cause de la variabilité du mix énergétique, mais aussi parce qu'ils incluent les émissions de carbone biogénique, pour les mêmes raisons que les émissions de CO<sub>2</sub> d'origine biogénique lors du compostage et consécutives à l'épandage. Les émissions de CO<sub>2</sub> tiennent ainsi compte de celles issues de la combustion de la biomasse (bagasse de canne à sucre à la Réunion).

Pour estimer les émissions de **GES** liées à la consommation d'un kW.h à la Réunion (tableau 8.9), nous croisons le plus récent inventaire d'émissions de **GES**

12. Données sorties du simulateur de compostage COMPOMODEL [82] avec les volumes de traitement estimés par le projet GIROVAR

TABLE 8.6 – Matériels et paramètres d'usage pour estimer leurs consommations respectives rapportées à la tonne

Chargeur	valeur	unité	commentaire
Puissance	100	kW	tractopelle diesel 135 cv, godet 2,5 m <sup>3</sup>
Temps de travail	0,2	h/t	Estimation à partir du modèle de dimensionnement du compostage
Dépense énergétique	20,09	kW·h/t	
Consommation horaire	0,245	Kg diesel/kW·h	Données OCDE*
Consommation tonnage	0,013	Kg diesel/t	

\*[www2.oecd.org](http://www2.oecd.org)

Mélangeur broyeur	valeur	unité	commentaire
Puissance	150	kW	électrique
Débit	86	m <sup>3</sup> /h	Débit nominal plus élevé, mais limité à celui du chargement
Temps fonctionnement	0,07	h/t	Rapporté à la tonne de compost. Le ratio volumique estimé au dimensionnement est de 30400 m <sup>3</sup> de déchet/an pour 4865 t de compost/an
Dépense énergétique	10,9	kW·h/t	Rapporté à la tonne de compost

Trommel criblage	valeur	unité	commentaire
Puissance	80	kW	électrique
Débit volumique	86	m <sup>3</sup> /h	Débit nominal plus élevé, mais limité à celui du chargement
Débit massique	51,6	t/h	Rapporté à la tonne de compost, pour une densité de compost de 0,6
Dépense énergétique	1,55	kW·h/t	Rapporté à la tonne de compost

TABLE 8.7 – Facteurs d'émission liés à la combustion d'un kg de diesel

gaz	quantité	unité
CO <sub>2</sub>	3,1	kg/kg diesel
CH <sub>4</sub>	$1,7 \cdot 10^{-4}$	kg/kg diesel
N <sub>2</sub> O	$1,2 \cdot 10^{-3}$	kg/kg diesel

TABLE 8.8 – Données d’émissions liées à la consommation d’électricité à la Réunion pour l’année 2012

donnée	valeur	unité	source
émission CO <sub>2</sub>	243000	t	[46]
émission CH <sub>4</sub>	164	t	[46]
émission N <sub>2</sub> O	72	t	[46]
émission CO	1884	t	[46]

TABLE 8.9 – Facteurs d’émission de GES rapporté au kW.h consommé à La Réunion en 2012

gaz	quantité	unité
CO <sub>2</sub>	0,96	kg/kW.h
CH <sub>4</sub>	$6,5 \cdot 10^{-5}$	kg/kW.h
N <sub>2</sub> O	$2,8 \cdot 10^{-5}$	kg/kW.h
CO	$7,4 \cdot 10^{-4}$	kg/kW.h

(année 2012, [46]) avec la consommation d’électricité (tableau 8.8).

### 8.2.8 Estimation des émissions de GES pour la complémentation des produits

Les produits **EOMLLB** et **EOFVB** sont complémentés respectivement à hauteur de 42% d’engrais de synthèse et 15% de farines animales. **EOFVB** est également composé de vinasse concentrée.

La complémentation de **EOMLLB** en engrais de synthèse sur produit fini est de 14% de N avec de l’urée, 9% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> avec du phosphate super-triple, 19% de K<sub>2</sub>O avec un engrais KCl<sup>13</sup>.

La provenance des engrais minéraux à la Réunion est très dispersée, comme le montre le tableau 8.10.

À défaut de données massiques, nous nous baserons pour la suite sur cette répartition monétaire, de laquelle nous distinguons trois principaux pôles d’importation (représentent 94% du volume total) : Maurice, Europe et Asie, que nous arrondirons respectivement à hauteur de 50, 40 et 10%. Selon les statistiques des trafics du Grand port maritime de la Réunion [106], tous les engrais sont acheminés par conteneurs, aussi afin d’estimer les émissions dues à ces acheminements nous ferons référence au processus Ecoinvent numéro 1968 (tkm).

Les engrais en provenance de Maurice n’y sont pas fabriqués mais y transitent. L’essentiel de ses exportations sont à destination de la France, et donc de la Réunion (voir tableau 8.11).

Nous ne considérerons pas d’éventuelles opérations de transformation ni reconditionnement mais uniquement le cumul des acheminements. Maurice se trouvant approximativement sur les routes maritimes les plus directes entre la Réunion et l’Europe<sup>14</sup>

13. Ratio estimé dans le cadre du projet GIROVAR

14. Via le Canal de Suez

TABLE 8.10 – Provenance des engrais sur les cinq derniers trimestres jusqu'en juin 2015. Répartition sur les valeurs déclarées de marchandises (usuellement FOP : Free of port). Données extraites des Statistiques régionales du commerce extérieur pour l'importation de marchandises, Département des statistiques et des études économiques ([www.douane.gouv.fr](http://www.douane.gouv.fr))

pays exportateur	valeur (€)	part (%)
Maurice	4 588 724	50,08
Belgique	1 818 762	4,90
Viet Nam	448 755	4,73
Pays-Bas	433 270	4,36
France	399 467	2,49
Espagne	227 810	1,93
Chine	176 589	1,85
Arabie Saoudite	169 415	1,61
Grèce	147 866	1,56
Afrique du Sud	142 843	1,29
Indonésie	97 795	1,07
autres (< 1%)	510 883	5,58

TABLE 8.11 – Import et export des engrais depuis Maurice. Valeurs relatives aux volumes financiers sur l'année 2014 (source : [trade.nocis.com](http://trade.nocis.com))

part à l'importation	zone d'échange	part exportation
20%	Europe	98% (France)
78%	Asie	1%
2%	Afrique du Sud	1%

et l'Asie, nous simplifions l'estimation du transit en reportant les importations par Maurice comme venant directement à la Réunion, soit au total 50% depuis l'Asie et 50% depuis l'Europe.

Pour calculer les distances maritime depuis l'Asie nous prendrons comme référence le port de Hong-Kong et pour l'Europe celui du Havre, soient respectivement environ 9 000 km et 12 600 km jusqu'à la Réunion<sup>15</sup> d'où une distance moyenne de 10 800 km par tonne d'engrais. Rapporté à une complémentation minérale à hauteur de 42% (massique brut), le facteur d'usage du processus Ecoinvent est de 4 545 tkm par tonne de **EOMLLB**.

Pour quantifier les émissions de **GES** liées à la fabrication des engrais nous utiliserons leurs équivalents les plus proches dans la base de données Ecoinvent (voir tableau 8.12)

Comme pour les émissions liées à l'énergie, compte-tenu des incertitudes et des variabilités temporelles des filières (approvisionnement, fabrication, transport), nous rapportons dans l'inventaire les émissions liées à ces compléments au moment de la distribution, par le biais de facteurs d'usages (tableau 8.12).

Sans pour autant disposer de chiffres sur lesquels nous appuyer, nous pouvons avec toute vraisemblance considérer un biais dans la distribution temporelle de ces

15. Estimations faites à partir de [www.sea-distances.org](http://www.sea-distances.org)

TABLE 8.12 – Facteurs d’usage des processus équivalents pour les émissions liées à la complémentation d’une tonne de **EOMLLB**.

produit	quantité	unité	source
engrais N	140	kg/t EOMLLB	ecoinvent.v2, ID 50
engrais P	90	kg/t EOMLLB	ecoinvent.v2, ID 57
engrais K	190	kg/t EOMLLB	ecoinvent.v2, ID 356
transport	4545	t.km	ecoinvent.v2, ID 1968

émissions de l’ordre de l’année <sup>16</sup>.

La complémentation de **EOFVB** en farines animales n’affecte pas la production de ces dernières qui sont des résidus de l’élimination de plumes et de sang. Les farines animales sont ainsi considérées comme des déchets et leur usage n’est donc pas tributaire des émissions liées à leur production que nous ne considérerons pas. La vinasse est également un co-produit de la transformation de la canne à sucre. Son producteur projette néanmoins de la concentrer pour mieux la valoriser. Son usage en concentré nécessite donc de considérer le processus de concentration.

Au cours du projet GIROVAR il a été question de concentrer la vinasse avec la chaleur de vapeur résiduelle issue de la combustion de bagasse pour la production d’électricité. Cette dernière serait donc également un co-produit de la production d’électricité pour laquelle il revient de comptabiliser les émissions de la combustion de la bagasse.

### 8.2.9 Estimation des émissions de GES consécutives aux transports pour la manutention des matières organiques sur le territoire

Comme pour les émissions d’origine industrielle lors du compostage, les émissions liées au transport des matières sur le territoire ont lieu en amont et au moment où les distances sont parcourues. La base de données Ecoinvent dispose d’une architecture complexe pour rapporter des émissions à la tonne-kilométrique (figure 8.4) pour différents types de véhicules. Il serait aisé d’utiliser ce ratio tonne-kilométrique lequel intègre néanmoins des statistiques routières et des données d’infrastructures suisses qui ne peuvent raisonnablement pas coïncider aux infrastructures routières de la Réunion. Nous considérerons donc dans notre cas les émissions directement liées aux distances parcourues par les véhicules (cf. liste des véhicules dans tableau 8.13) à savoir du puits de pétrole à la combustion du diesel. Quant à la manufacture des véhicules et leur gestion en fin de vie celles-ci sont traitées dans la section suivante concernant les immobilisations. Les émissions des processus sont alors rapportées au kilomètre parcouru pour chaque véhicule.

Le projet GIROVAR a permis d’identifier un besoin en camions fonctionnant en régie pour les nouvelles unités de transformation (section 5.5). L’unité de compostage disposerait d’une flotte de cinq camions ampliroll, pour la

16. Les émissions relatives aux processus d’un cycle de vie d’un produit peuvent être distribuées de différentes manières et dans le temps [16]

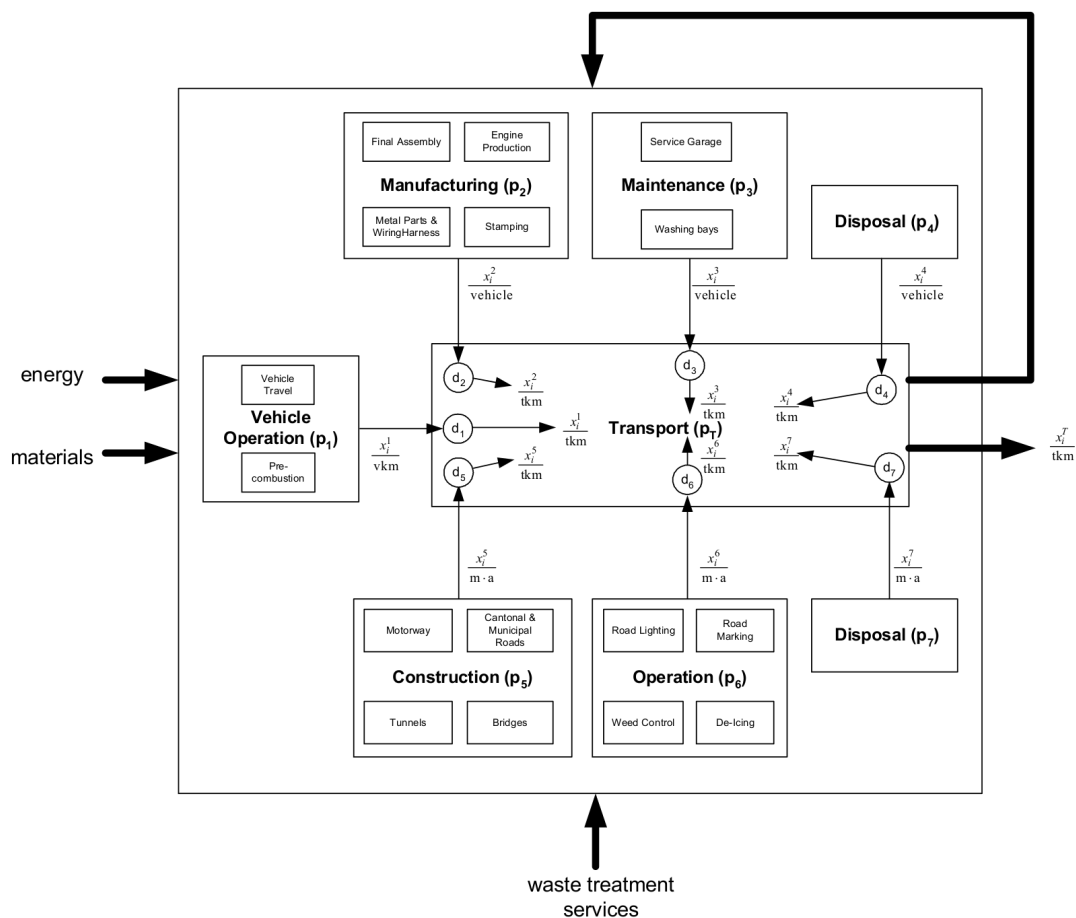


FIGURE 8.4 – Schéma de la structure de Ecoinvent pour l'inventaire de cycles de vie des transports routiers [218]

TABLE 8.13 – Transports routiers et véhicules. 'liaisons' indique le nombre de liaisons possibles ; par exemple le **CCLLB** est susceptible d'être utilisé par 1547 agents informatiques "canne à sucre".

produit	provenance	destination	véhicule	ID Ecoinvent	liaisons
Lisier de porc	Élevage porcin	UT	Citerne	7295	6
Litière de volaille	Élevage volaille	UT	Ampliroll	7295	6
Compost DV	Station TCO	UT	Ampliroll	7295	2
Vinasse	distillerie	UT	Citerne	7295	1
Farines animales	SICA AUCRE	UT	Camion 20 t	7295	1
CCLLB	UT	Canne	Ampliroll	7295	1547
CCLLB	UT	Maraîchage	Ampliroll	7295	159
EOMLLB	UT	Canne	Utilitaire	10757	1547
EOMLLB	UT	Maraîchage	Utilitaire	10757	159
EOFVB	UT	Canne	Utilitaire	10757	1547
EOFVB	UT	Maraîchage	Utilitaire	10757	159

collecte de la litière de volaille et la distribution du **CCLLB**, et également d’un camion citerne pour récupérer le lisier dans les élevages porcins. Ces nouveaux matériels dédiés à ces services sont comptabilisés comme immobilisation et sont représentés comme agents informatique dans le modèle UPUTUC, pour tenir compte de leurs capacités et disponibilités.

Pour les autres transports, il s’agit de trajets ponctuels effectués par des véhicules déjà utilisés par ailleurs par leur propriétaire et pour lesquels nous ne comptons pas d’immobilisation. C’est le cas des véhicules des exploitations agricoles mais aussi pour le transport de matières brutes comme la vinasse, le broyat de déchet vert, les farines. Ces véhicules ne sont pas explicitement représentés dans le modèle UPUTUC.

Pour estimer les kilométrages annuels pour chaque véhicule nous distinguons deux types de transport. Le premier est une réponse à une demande de livraison d’une quantité particulière à un moment donné. C’est le cas des livraisons des matières brutes et du **CCLLB**.

Pour ce premier type, le kilométrage à la commande peut se formuler :

$$\sum d_i \cdot n_i \quad (8.4)$$

avec  $d_i$  la distance aller-retour entre deux unités du trajet  $i$  et  $n_i$  le nombre de fois que le trajet est effectué dans l’année.

Le deuxième type correspond à la fourniture en engrais organiques des exploitations de canne à sucre et maraîchage avec leur propre véhicule. La fourniture est ponctuelle et la distance parcourue fonction de la capacité de leur véhicule. Le type de véhicule commun est alors un utilitaire avec un PTAC de 3 tonnes<sup>17</sup>. Par exemple pour l’usage de 5 tonnes nous comptabilisons deux aller-retours. L’estimation des distances parcourues peut donc se formuler :

$$\sum \frac{d_i \cdot t_i}{c_i} \quad (8.5)$$

avec  $d_i$  la distance aller-retour entre deux unités du trajet  $i$ ,  $t_i$  le tonnage annuel d’engrais organique utilisé par l’agriculteur et  $c_i$  le PTAC du véhicule.

Pour estimer les kilométrages nous avons créé des tables de distances avec les connexions établies entre toutes les unités représentées. Les nombres de connexions relatifs à chaque type de transport sont indiqués dans le tableau 8.13.

Nous regrouperons sous le terme “approvisionnement” les processus de transport pour la fourniture des unités de transformation. Nous regrouperons sous le terme de “distribution” les processus de transport en aval des unités de transformation. Le bilan kilométrique annuel moyen de ces regroupements est présenté sur la figure 8.5.

Grâce aux simulations du modèle UPUTUC, nous estimons que le cumul kilométrique des camions ampliroll et citerne atteint 742 000 km en quinze ans pour cinq camions, lequel ne dépasse pas le seuil de renouvellement considéré précédemment de 540 000 km par camion. Par conséquent, à l’horizon de simulation choisi, il n’y a pas de gestion en fin de vie opérée et nous considérerons uniquement des investissements à la première année simulée.

17. Caractéristiques camion Toyota Dyna, source [www.toyotanantes.fr/pdf/gamme/129.pdf](http://www.toyotanantes.fr/pdf/gamme/129.pdf)

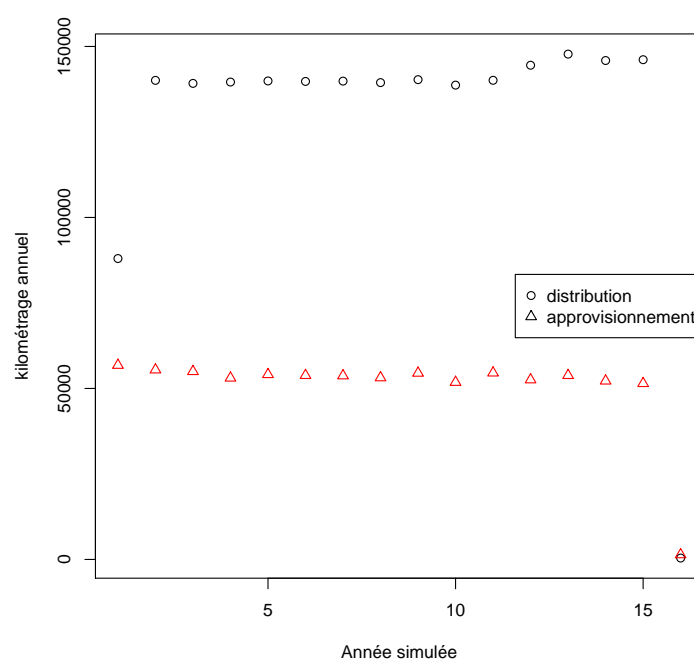


FIGURE 8.5 – Affectation des distances routières parcourues entre d’une part l’approvisionnement des stations de traitement des résidus organiques et d’autre part la distribution des produits fertilisants organiques. La distinction est ici illustrative et n’est pas celle directement utilisée pour le calcul d’émission de GES. La distribution des fertilisants se fait avec différents types de véhicules auxquels nous affectons différents processus Ecoinvent. Cette distinction permet néanmoins d’envisager des ordres de grandeur et sera reprise dans le bilan climatique final.



TABLE 8.14 – Facteurs d’usage des processus équivalents pour les émissions liées aux immobilisations

matériel	quantité	année	unité	ID ecoinvent	commentaire
camion ampliroll	5	2015	unit	2139	Renouvellement des camions à 540000km <sup>†</sup>
citerne	16 000	2015	kg	35	1 tonne à lisier 4 essieux*
trommel compostage	15 000	2015	kg	32	2 cribleurs de 15t**
chargeur tractopelle	2	2015	unit	556	
mélangeuse	36 000	2015	kg	32	2 broyeurs de 18t***

sources : <sup>†</sup>[218] \*[www.mauguin-citagri.com](http://www.mauguin-citagri.com) ;

\*\*[www.rsccommercial.com](http://www.rsccommercial.com) ; \*\*\*[www.hantsch.fr](http://www.hantsch.fr)

### 8.2.10 Estimation des émissions de GES à l’immobilisation d’outillages et véhicules

Tout comme l’acquisition d’engrais pour la complémentation minérale et l’utilisation d’énergie, l’acte d’acquisition d’un véhicule ou d’une machine n’engendre pas réellement en soi sa fabrication, laquelle a lieu bien avant. Or la fabrication a lieu dans l’optique de cette acquisition, ce qui revient à considérer l’acquisition comme directement émettrice.

La diversité des pièces et de provenances des différents matériaux constituant ne permet pas, en l’absence de base de données adéquate, d’estimer un ordre d’idée du biais temporel<sup>18</sup>.

Dans le cas contraire, du fait de l’acquisition de matériels dès la première année de la symbiose, nous ferions face à une question plus profonde que purement méthodologique : dans quelle mesure peut-on considérer la temporalité d’émissions passées, pour un projet futur ?

Se défaussant par l’importance relative de ce post d’émissions, comme pour les sources d’énergie et la complémentation minérale, nous comptabiliserons les émissions liées aux immobilisations de matériels à l’année de leur acquisition. Nous utiliserons des équivalents issus de la base de données Ecoinvent, avec leurs identifiants dans la version 2.2 (tableau 8.14).

Pour les camions de type ampliroll nous appliquerons un renouvellement des camions à 540 000 km [218], soit un renouvellement du parc si pour les cinq camions le cumulé kilométrique dépasse 2 700 000 km. Le renouvellement éventuel va de pair avec la gestion en fin de vie des véhicules usagés, que nous pourrions considérer avec le processus Ecoinvent No 1902.

18. Rappelons ici qu’il ne s’agit pas d’un pulse mais d’une diversité de processus distribués dans le temps relativement entre eux [16]

## 8.3 Estimation de l'impact climatique

### 8.3.1 Méthode du calcul d'impact

Dans le chapitre 7 nous avons montré que dans le cadre de changements structurels engendrés par une symbiose industrielle territoriale (**SIT**) la conséquence climatique devrait être représentée par le forçage radiatif (**RF**). Nous commencerons par en décrire le formalisme mathématique et les variables physiques associées permettant ensuite l'estimation de l'impact climatique escompté.

#### Paramètres des gaz en mélange

Le **RF** est défini par l'équation 7.2. En étendant à un ensemble de gaz émis à différentes années, le **RF** du système peut se formuler :

$$RF^\sigma(t) = \sum_{y=0}^l \sum_g E_{gy}^\sigma \cdot RF_g(t) dt = \sum_{y=0}^l \sum_g E_{gy}^\sigma \cdot a_g \cdot C_g(t) dt \quad (8.6)$$

avec  $\sigma$  le système regroupant différents postes d'émissions,  $E$  le vecteur de variables quantitative des émissions des différents postes (en kg) d'un gaz  $g$  émis entre l'année  $y$  (première émission) et l'année  $l$  (dernière émission),  $a_g$  l'efficacité radiative du gaz et  $C_g(t)$  sa fonction d'abondance qui, telle que définie par le **GIEC** [168] s'exprime sous la forme d'une dégradation exponentielle simple :

$$C(t) = C(0) \cdot e^{-t/\tau} \quad (8.7)$$

avec  $C(0)$  la quantité initiale,  $t$  le nombre d'années après l'émission,  $\tau$  la demi-vie du gaz.

L'efficacité radiative, correspondant au changement de forçage radiatif pour un changement d'abondance atmosphérique d'un **GES**, est fournie par le **GIEC** en  $\text{W.m}^{-2}.\text{ppbv}^{-1}$  qu'il faut convertir en  $\text{W.m}^{-2}.\text{kg}^{-1}$ . Le calcul repris de Shine *et al.* [213] est expliqué dans l'annexe *Efficacité radiative* page 229 et les valeurs regroupées dans le tableau G.1, avec les demi-vies respectives des gaz.

#### Cas particuliers : $\text{CO}_2$ , $\text{CO}$ , $\text{CH}_4$ , $\text{N}_2\text{O}$

$\text{CO}_2$  se dégrade de manière complexe, laquelle dégradation peut s'exprimer par l'intermédiaire d'une somme d'exponentielles [168], telle que (pour 1kg, équation 8.8) :

$$C_{\text{CO}_2}(t) = \alpha_0 + \sum_{i=1}^3 \alpha_i \cdot e^{-t/\tau_i} \quad (8.8)$$

où  $\alpha_i$  est une fraction relative du  $\text{CO}_2$  ( $\sum_{i=0}^3 \alpha_i = 1$ ) avec la demi-vie respective  $\tau_i$ , données dans le tableau 8.15.

TABLE 8.15 – Paramètres relatifs à la fonction d'abondance du CO<sub>2</sub> [169, table 8.SM10]

$\alpha_0$	$\alpha_1$	$\alpha_2$	$\alpha_3$	$\tau_1$	$\tau_2$	$\tau_3$
0.2173	0.224	0.2824	0.2763	394.4	36.54	4.304

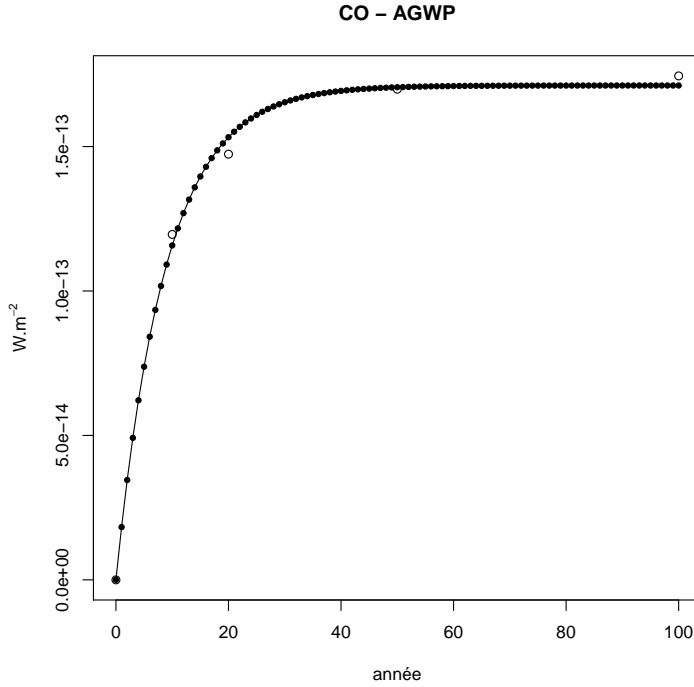


FIGURE 8.6 – Régression exponentielle de AGWP à partir des GWP fournies par le GIEC sur 10, 20, 50 et 100 ans [168], lesquels sont représentés par les ronds blancs.

CO est un gaz à effet de serre indirect, c'est à dire que son RF en soi est nul [88], cependant son émission influence la production de CO<sub>2</sub> et plus indirectement d'ozone [168]. Lors de ces réactions du OH est consommé, lequel est un puits pour le CH<sub>4</sub>, et donc l'émission de CO augmente la durée de vie de CH<sub>4</sub>. Ainsi une émission de CO a globalement un RF positif [168, p. 698].

L'estimation de ses influences est très complexe et le GIEC en donne les résultats en GWP (eq.CO<sub>2</sub>) pour différents horizons temporels ( $th$ ) : 10, 20, 50 et 100 ans. Ne disposant pas de relation simple pour estimer l'évolution du RF du CO dans le temps nous proposons ici d'en approximer une par régression qui soit valable pour un horizon temporel compris entre 0 et 100 ans (c.-à-d. dans la limite de comparaison avec les GWP fournis par le GIEC).

La régression que nous proposons est exponentielle de la forme :

$$AGWP_{CO}(10, 20, 50, 100) = R(\alpha, th, \beta) = \alpha \cdot (1 - e^{-th/\beta}) \quad (8.9)$$

En calibrant la régression à l'origine, les variables de la régression sont :

- $\alpha = 1,711 \times 10^{-13}$
- $\beta = 8,864$

L'extrapolation est présentée sur la figure 8.6.

**CH<sub>4</sub>** est un gaz à effet de serre avec des effets à la fois directs et indirects. C'est à dire qu'il a sa propre efficacité radiative et qu'il influence également de manière substantielle la dynamique d'autres molécules. La dégradation du CH<sub>4</sub> engendre du CO<sub>2</sub>, de l'ozone et de la vapeur d'eau [168].

L'effet indirect du CH<sub>4</sub> sur son **RF** est de +65% (50% pour l'ozone :  $f_1$  ; et 15% pour H<sub>2</sub>O :  $f_2$ ) [169]. Pour considérer l'effet indirect, nous corrigeons ainsi le **RF** initiale du CH<sub>4</sub> tel que (équation 8.10) :

$$RF_{CH_4}(t) = a_{CH_4} \cdot (1 + f_1 + f_2) \cdot C_{CH_4}(t) = a_{CH_4} \cdot (1.65) \cdot C_{CH_4}(t) \quad (8.10)$$

**N<sub>2</sub>O** affecte négativement CH<sub>4</sub>, selon le **GIEC** de l'ordre de 36 molécules de CH<sub>4</sub> pour 100 molécules de N<sub>2</sub>O. En conséquence le **RF** final du N<sub>2</sub>O devient :

$$RF_{N_2O}(t) = a_{N_2O} \cdot (1 - 0.36 \cdot (1 + f_1 + f_2) \cdot (\frac{a_{CH_4}}{a_{N_2O}})) \cdot C_{N_2O}(t) \quad (8.11)$$

avec  $f_1$  et  $f_2$  les effets indirects de CH<sub>4</sub> sur l'ozone et la vapeur d'eau.

### 8.3.2 Résultats

En utilisant les équations 8.6, 8.7, 8.8, 8.10, 8.11 et les paramètres des gaz (cf. tableau G.1), nous avons compilé un script permettant, à partir d'un inventaire temporel d'émissions selon les différentes entrées présentées dans la section 8.2 (affectation, processus, groupe), d'estimer le forçage radiatif instantané et cumulé.

Sur la figure 8.7 nous projetons le **RF** des différents groupes d'émissions depuis la première année d'émission et sur 200 ans. Quel que soit l'horizon temporel, depuis la phase d'émission (15 premières années) et jusqu'à l'horizon maximum d'impact estimé, la phase d'élaboration contribue très largement au **RF** induit par l'ensemble des trois filières de produits. La phase d'utilisation regroupant minéralisation du carbone et volatilisation de l'azote après apport au sol est globalement bien moins contributive, mais reste cependant beaucoup plus contributive que les transports et l'immobilisation.

Sur la figure 8.8 nous projetons dans le temps les dix principales contributions en **RF** des différents processus par produit.

Les processus liés à l'élaboration des produits, notamment la complémentation azotée de **EOMLLB** et le compostage, impactent clairement plus quel que soit l'horizon temporel. La contribution de la complémentation en engrais azoté est plus importante depuis la période d'émission et sur les cent premières années, où le compostage devient à son tour plus important. Ce croisement est dû à la nature des gaz émis. En effet, la fabrication d'engrais azoté, qui extrait l'azote de l'air à partir d'énergie fossile, émet beaucoup de CO<sub>2</sub> (2,8 kg CO<sub>2</sub> /kg engrais N) mais également des quantités relatives de N<sub>2</sub>O (0,0095 kg N<sub>2</sub>O /kg engrais N, soit 300 fois moins de CO<sub>2</sub>)<sup>19</sup>, dont l'efficacité radiative est environ 220 fois supérieure à celle du CO<sub>2</sub> (voir table annexe G.1), ce qui amène à une contribution provenant du N<sub>2</sub>O relativement importante. La présence dans l'atmosphère du N<sub>2</sub>O étant plus courte que celle du CO<sub>2</sub> (bien que celle-ci soit composite, cf. section 8.3.1), la part due au N<sub>2</sub>O réduit

19. Données Ecoinvent, voir tableau 8.12.

FIGURE 8.7 – Projection dans le temps du forçage radiatif des groupes de processus d'émissions. Quel que soit l'horizon temporel, la phase d'élaboration des produits est le principal contributeur au réchauffement climatique du projet de symbiose territorial. La phase d'utilisation en est le deuxième. Au regard du réchauffement climatique ces deux premiers groupes sont de loin ceux qui nécessitent le plus d'attention.

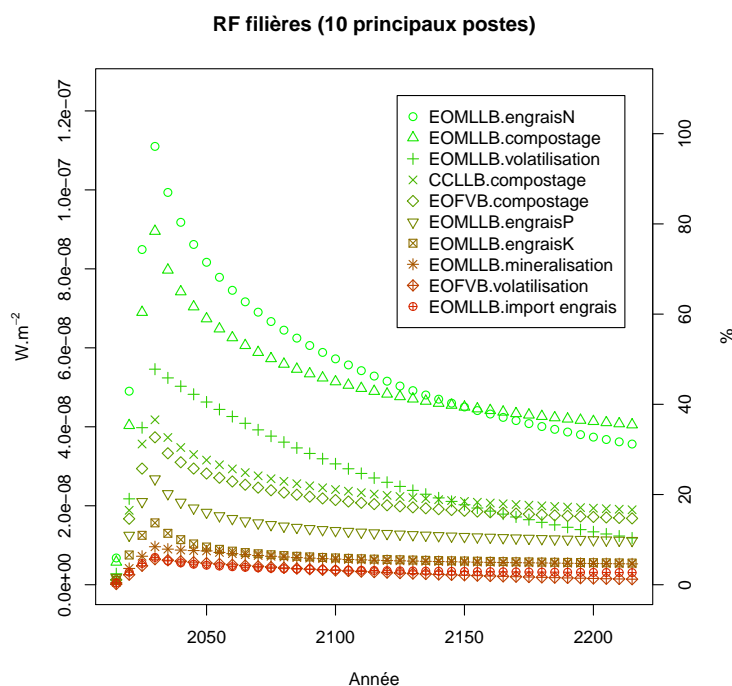
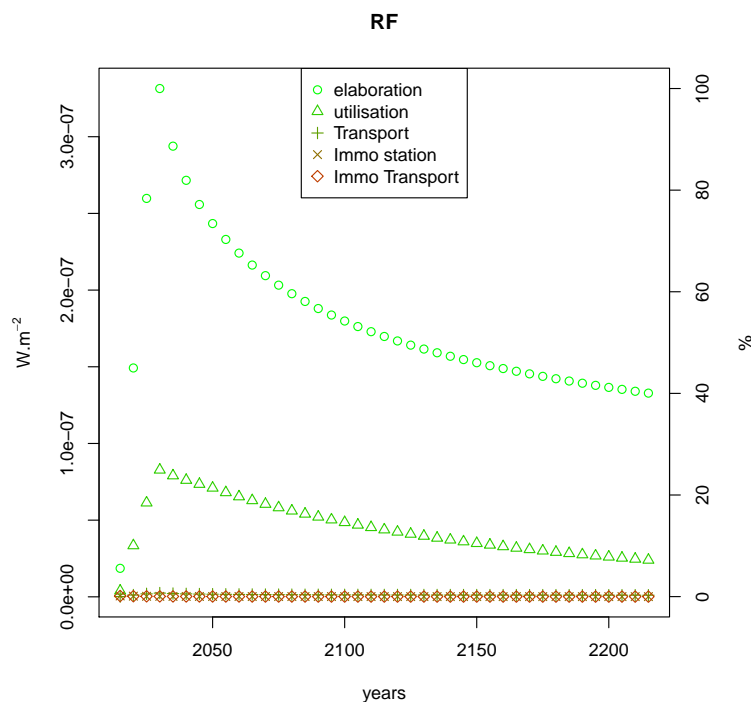


FIGURE 8.8 – Projection du forçage radiatif des processus d'émission regroupés par produit : affichage des 10 plus importants.

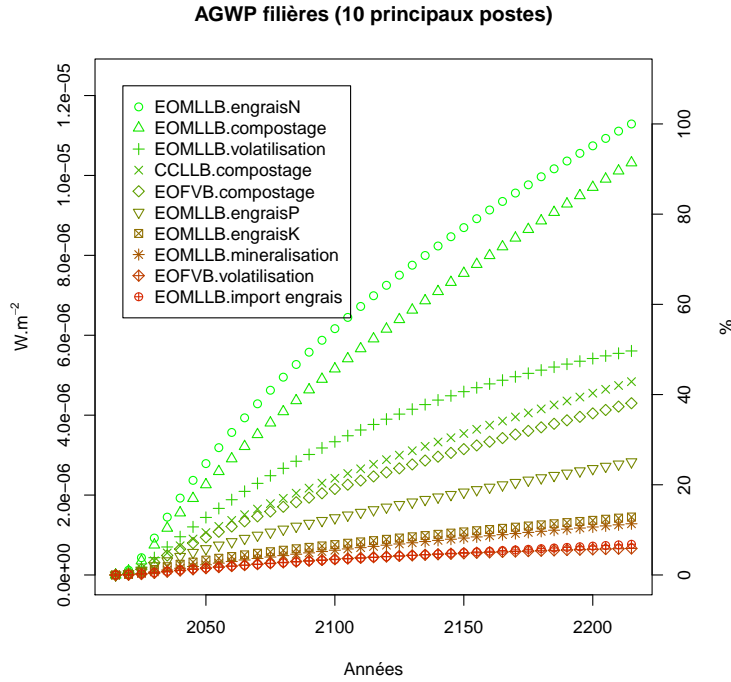


FIGURE 8.9 – Projection du potentiel de réchauffement absolu (cumul du forçage radiatif) des processus d'émissions regroupés par produit : affichage des 10 plus importants.

plus vite que celle du  $\text{CO}_2$ , ce qui explique ce croisement.

La volatilisation de l'azote consécutive à l'épandage de **EOMLLB** est la troisième source de contribution la plus prépondérante sur les cent premières années, au delà desquelles le  $\text{CO}_2$  émis lors du compostage du **CCLLB** et du **EOFVB** devient plus important.

En lieu, ou plutôt en complément, de l'information "instantanée" que nous fournit le **RF**, on peut également estimer le potentiel cumulé absolu (**AGWP**) défini pour chaque émission de gaz par l'intégrale du **RF** entre le moment d'émission et l'horizon d'impact, soit (équation 8.12) pour l'ensemble du système :

$$AGWP^\sigma(t) = \sum_{y=0}^l \sum_g E_{gy}^\sigma \cdot \int_y^t RF_g(t) dt \quad (8.12)$$

**AGWP** peut être vu également comme l'effet cumulé du **RF** aux horizons d'impact projetés. En cumulant ainsi le **RF**, depuis la première année d'émissions et sur 200 ans (fig. 8.9), la fabrication de l'engrais azoté resterait prépondérante au regard du compostage du **CCLLB** pour l'**EOMLLB**. Il en est de même entre la volatilisation de l'azote après épandage de **EOMLLB** et le compostage de **CCLLB** et **EOFVB**.

Ces projections du **AGWP** montrent que dans notre cas l'importance au cours des 100 ans premières années entre les processus les plus prépondérants varie relativement peu.

De manière concomitante à la projection de l'impact dans le temps, on peut donc projeter l'impact sur les différentes entrées d'analyse (groupes, affectations et processus) de manière orthogonale à l'axe temporel de la figure 8.9, selon un diagramme de Sankey. La figure 8.10 représente cette projection à l'horizon 2100 (soit 85 ans après

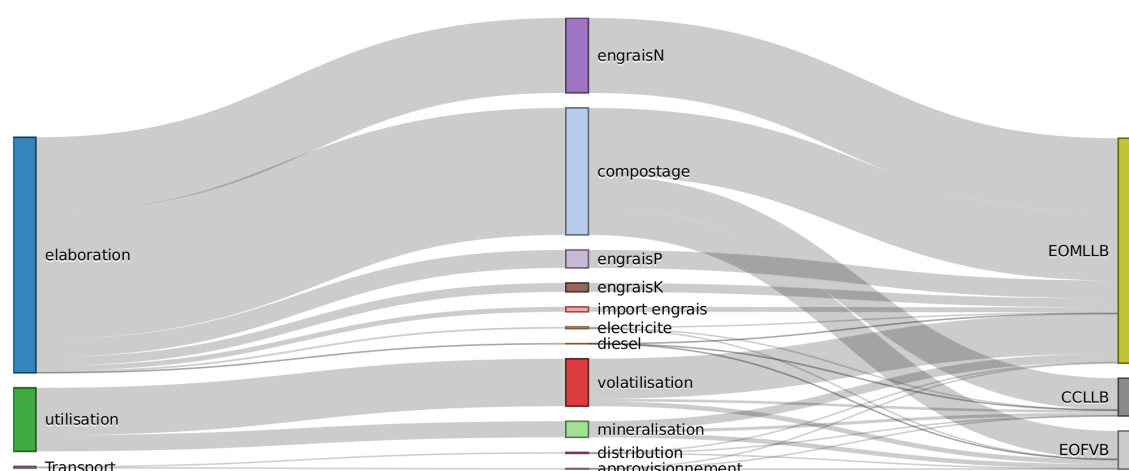


FIGURE 8.10 – Éclatement des contributions *relatives* des sources d'impact à l'horizon 2100 (soit 85 ans après le début de l'implémentation). À gauche entre les groupes de processus ; au milieu les processus d'émission ; à droite entre les différents produits.

la première émission et 70 ans après la dernière émission). Il montre d'une part que le produit **EOMLLB** est effectivement largement responsable de l'impact climatique escompté de l'ensemble des filières (75%). Et d'autre part que le compostage est le principal contributeur du **RF** escompté pour l'ensemble des filières (42%), devant la fabrication des compléments minéraux de **EOMLLB** (34%, dont 25% dus à l'engrais azoté) et la volatilisation (16%).

Si on regarde uniquement la contribution provenant de **EOMLLB**, la complémentation minérale est largement prépondérante au regard du compostage (22%).

L'écrasante prépondérance de l'**EOMLLB** est notamment due à sa production en plus grande quantité (voir figure 5.10). Il reste cependant plus impactant que **CCLLB** et **EOFVB** lorsqu'il est rapporté, non plus au volume total auquel on peut s'attendre, mais à la tonne de produit (cf. graph. fig. 8.11).

L'inventaire de l'émission de CO<sub>2</sub> par minéralisation de la matière organique apportée au sol, repose sur une durée de 35 ans après apport. Dans notre présent cas d'étude, le processus de minéralisation a un faible impact relatif par rapport à la globalité des circuits. La durée de modélisation choisie de 35 ans, pourrait donc être réduite à quelques années sans pour autant influencer le résultat final.

## 8.4 Conclusion

Le compostage des matières organiques est la principale source de contribution à l'impact climatique, devant la complémentation minérale de **EOMLLB** en azote de synthèse. Les transports des matières (approvisionnement des stations et distribution des produits, import d'engrais minéraux) et les émissions liées à l'énergie utilisée pour la transformation des matières organiques (électricité et diesel), représentent moins de 3% (2,8) de l'impact climatique à l'horizon 2100 (85 ans après la mise en œuvre envisagée des circuits).

L'importance relative de la complémentation en minéraux de synthèse vis à vis du

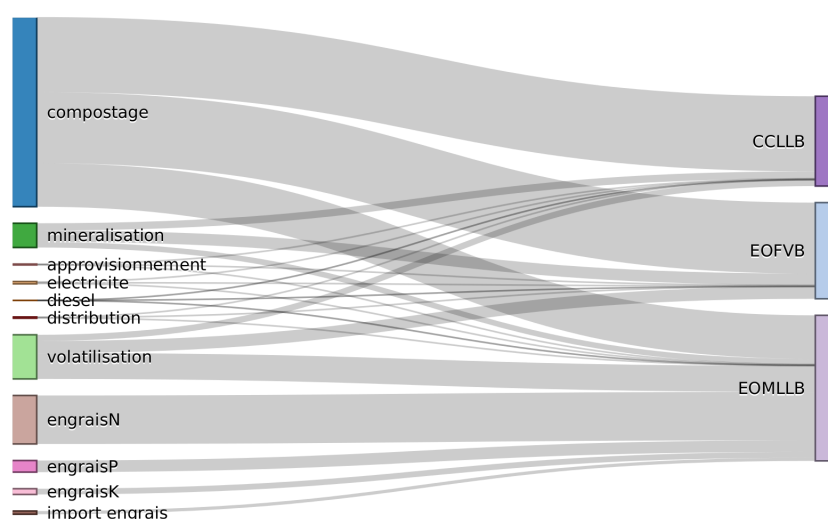


FIGURE 8.11 – Contributions relatives au forçage radiatif à l'horizon 2100 (soit 85 ans après le début de l'implémentation) rapportées à une tonne de produit, et dispatchées entre les différents processus.

compostage diminue avec le temps. Cette diminution est due aux propriétés des GES, notamment leurs durées de présence dans l'atmosphère : le  $\text{CO}_2$ , dont le compostage est la principale source d'émission, a une durée de présence globalement<sup>20</sup> plus importante que le  $\text{N}_2\text{O}$ . L'extraction d'azote de l'air au moyen d'énergie fossiles est très émettrice de  $\text{CO}_2$ , mais les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  prennent une part significative à l'impact, compte-tenu de l'efficacité radiative élevée du  $\text{N}_2\text{O}$  par rapport à celle du  $\text{CO}_2$ . Cet écart se réduit logiquement si on considère la mise en œuvre des circuits sur une plus longue durée que celle des simulations (15 ans).

L'importance relative entre les différentes sources d'émission de GES varie peu en deçà d'un horizon d'impact de 150 ans. Ces faibles variations, qui sont symptomatiques de la durée de présence similaire des principaux GES émis, implique également qu'on obtiendrait la même conclusion quant à l'importance relative entre les différentes sources d'émissions, en utilisant les GWP exprimés en  $\text{CO}_2\text{-eq.}$ .

L'analyse absolue ne renseigne pas les conséquences industrielles non planifiées, autres changements structurels industriels, collatéraux de la SIT. Cette information est apportée par une analyse comparative dans le chapitre 9, dont les éléments méthodologiques sont décrits dans la section 4.3.

20. La durée de présence du  $\text{CO}_2$  dans l'atmosphère est modélisée selon plusieurs fractions, cf. table 8.6



# Analyse comparative de la contribution au changement climatique

## Sommaire

---

<b>9.1 Conception du modèle de données</b>	<b>138</b>
<b>9.2 Inventaire du modèle de données</b>	<b>155</b>
<b>9.3 Estimation comparative de l'impact</b>	<b>159</b>
<b>9.4 Conclusion</b>	<b>159</b>

---

**Résumé** — Dans le chapitre précédent, nous avons estimé la contribution dans l'absolu au changement climatique des processus qui seraient mis en œuvre dans le cadre de la symbiose industrielle territoriale (**SIT**). Cette analyse absolue a permis d'identifier les principales sources de contribution au changement climatique pour identifier des pistes d'éco-conception des circuits envisagés dans le cadre du scénario "optimal".

Dans le chapitre 7, relatif aux indicateurs, nous avons également mis en évidence le besoin d'une indication comparative (section 4.3), pour permettre d'évaluer la pertinence de la **SIT** par rapport à une situation tendancielle, c'est à dire par rapport à la non mise en œuvre des filières.

Rappelons que l'information cherchée ici est de savoir si les circuits envisagés dans le cadre du scénario optimal, considérant leurs répercussions dans le métabolisme industriel territorial, sont préférables par rapport au scénario tendancielle, au regard de la contribution au changement climatique.

L'analyse comparative, qui doit informer de cette indication, doit donc considérer les perturbations industrielles qui ne font pas directement partie des synergies industrielles entre des acteurs dans le cadre du projet de **SIT**. Cela signifie que l'information comparative recherchée ici nécessite d'analyser des changements industriels qui ne font pas partie des circuits du projet GIROVAR, décrits dans le chapitre 5. Autrement dit, il ne s'agit pas ici de se limiter à une "simple" comparaison entre les simulations des circuits dans le cadre des scénarios "tendanciel" et "optimal", mais de s'appuyer sur cette comparaison afin d'identifier et quantifier les changements structurels dans le métabolisme territorial.

Dans un premier temps nous concevrons donc le modèle de données, c'est à dire que nous commencerons par estimer les changements structurels opérés dans le métabolisme territorial (section 9.1.1). Contrairement à l'analyse absolue (chapitre 8) où les processus

considérés et quantifiés sont ceux engendrés par les circuits du projet GIROVAR, il est ici préalablement nécessaire de quantifier les changements structurels et de manière comparative au scénario tendanciel. De manière similaire, et tenant compte des conclusions de l'analyse absolue quant aux postes d'émissions les plus contributeurs, nous en dégageons les sources d'émissions de GES pour faire l'inventaire du modèle de données (section 9.2), que nous utiliserons pour estimer l'impact comparatif sur le climat (section 9.3).

## 9.1 Conception du modèle de données

Nous avons défini le modèle de données (section 4.3) tel que : l'organisation des processus de pressions, industriels et biophysiques, liés aux changements industriels engendrés, **directs** et **indirects**, **induits** et **évités**, en fonction de l'objectif qu'est l'indication environnementale fournie au travers de l'indicateur.

Pour une analyse comparative, le modèle de données est conçu au travers des changements structurels (gestion de flux et processus), directement et indirectement induits et évités par la SIT (fig. 9.1) et il s'agit donc d'estimer les interférences avec des filières existantes, territoriales et extra-territoriales, avec notamment des substitutions entre filières et par la même des processus d'émissions de GES (voir figure 4.5).

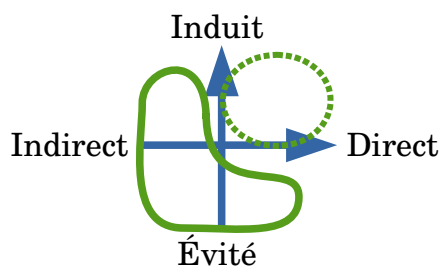


FIGURE 9.1 – Types de perturbations dans l'analyse comparative. Les perturbations directement induites (cercle pointillé) ont été considérées dans le cadre de l'analyse absolue. Les frontières du système de données sont néanmoins indépendantes de celles de l'analyse absolue et il n'y a pas lieu qu'elles soient absolument identiques. En l'occurrence, nous avons identifié que les processus liés à la fabrication, la transformation et l'utilisation des produits organiques, représentent, dans notre cas, une part écrasante dans la contribution à l'impact climatique, au regard des processus de transport et d'immobilisations. Par conséquent nous considérerons ici les processus industriels prépondérants (c.-à-d. hors transports et immobilisations) et les modèles biophysiques identifiés dans l'analyse absolue.

### 9.1.1 Point de départ

Le point de départ méthodologique d'inventaire du modèle de données pour l'analyse comparative est l'ensemble des matières, produits ou coproduits de la SIT, soit

1. entrant dans la composition des produits issus et utilisés dans le cadre de la SIT ; soit :
  - les **circuits directement engendrés** par la SIT (voir fig. 8.2) ;
  - et

- les **changements de devenir des matières** entrant dans la composition des produits de la **SIT** (**CCLLB**, **EOMLLB**, **EOFVB**), à savoir :
  - lisiers de porcs
  - litières de volailles
  - fientes de poules
  - farines animales
  - vinasses de distilleries
  - complémentation minérale
  - broyats de déchets verts, par ailleurs compostés et utilisés en aménagement paysager et comme amendement sur canne à sucre et en maraîchage, lesquels derniers usages sont alors logiquement réduits ;

ou

2. entrant **en concurrence avec les produits** de la **SIT** (fig. 9.3) ; soient :
  - composts de broyats de déchets verts
  - lisiers de porcs
  - litières de volailles
  - fientes poules
  - farines animales
  - écumes de sucreries.

Dans le cas du changement de leurs devenir, certaines matières sont par ailleurs épandues sur des prairies : lisiers, litières, fientes ; lesquelles prairies, compte-tenu des scénarios modélisés dans le projet GIROVAR, ne participeraient pas à la **SIT**, c'est à dire qu'elles n'utiliseraient ni **EOMLLB**, ni **EOFVB**, ni **CCLLB**. L'usage de ces **PRO** (lisiers, litières, fientes) dans le cadre des circuits sont alors susceptibles d'être substituées par des engrais minéraux, qui constituent déjà une source de fertilisation des prairies.

Le schéma est similaire pour les vinasses de distilleries, bien que celles-ci ne soient pas encore valorisées. Leur concentration permettrait leur valorisation en substitution de potasse. C'est l'hypothèse retenue dans le cadre du scénario optimal, qui nécessite de la vinasse concentrée pour l'élaboration du **CCLLB**. Dans ce cadre, l'usage de la vinasse par la **SIT** limiterait logiquement cette substitution, ce qui devrait avoir pour effet d'augmenter l'équivalent en potasse minérale (voir fig. 9.2). Nous considérerons cette substitution comme ayant lieu à l'extérieur du **TCO**.

Nous nous baserons dans la suite sur les quantités estimées, avec le modèle de simulation UPUTUC, qui seraient épandues sur les surfaces agricoles. Les données concernant les changements directement induits on été précédemment présentées (section 5.5) et utilisées pour l'analyse absolue (section 8.2). Dans les paragraphes suivants nous analysons les sorties de simulations afin de quantifier les changements quant aux volumes des flux entre le scénario tendanciel et le scénario optimal (analyse comparative, voir fig. 4.5).

Dans l'analyse absolue (chapitre 8) nous avons conclu de l'importance des processus biophysiques d'émissions (compostage, volatilisation, minéralisation de la matière organique après apport au sol) et de la complémentation minérale, vis à vis du reste des changements induits qui ne représentent que environ 3% de la conséquence climatique de 15 années de **SIT** d'ici à l'horizon 2100.

Compte-tenu de la part très petite des processus de transport et des immobilisations

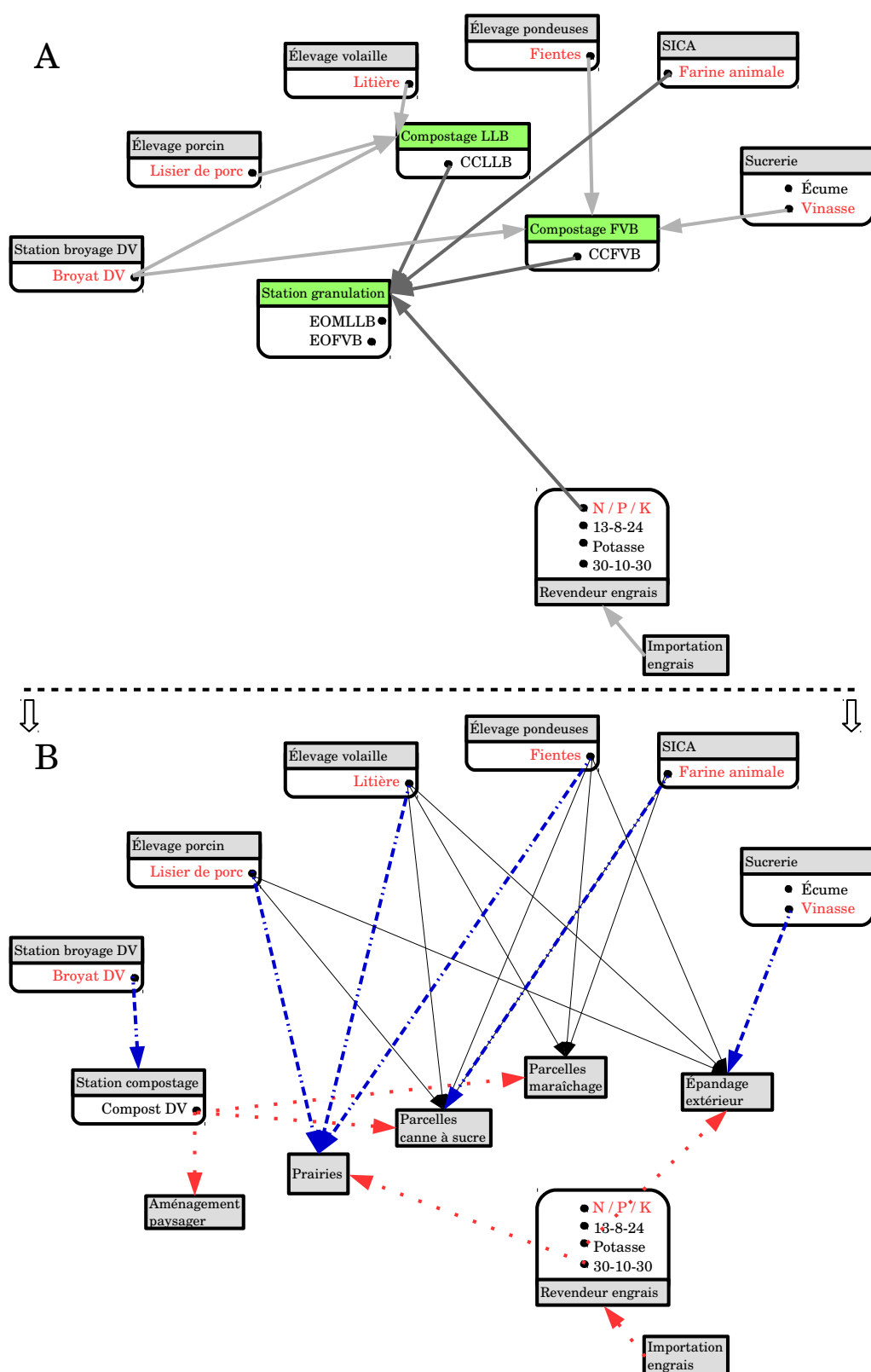


FIGURE 9.2 – Chaînes de substitution dans le cas de l'analyse comparative.

La partie **A** est une représentation du scénario optimal (voir également fig. 5.2 : Dans cette représentation on identifie (en rouge) les **PRO** entrant dans la composition des engrais organiques. Dans le scénario tendanciel, ces **PRO** sont utilisés par ailleurs (partie **B**, tirets-points bleus). On identifie alors (partie **B**, pointillés rouges) les flux indirectement perturbés : sur prairies, aménagement paysager et épandage à l'extérieur du territoire.

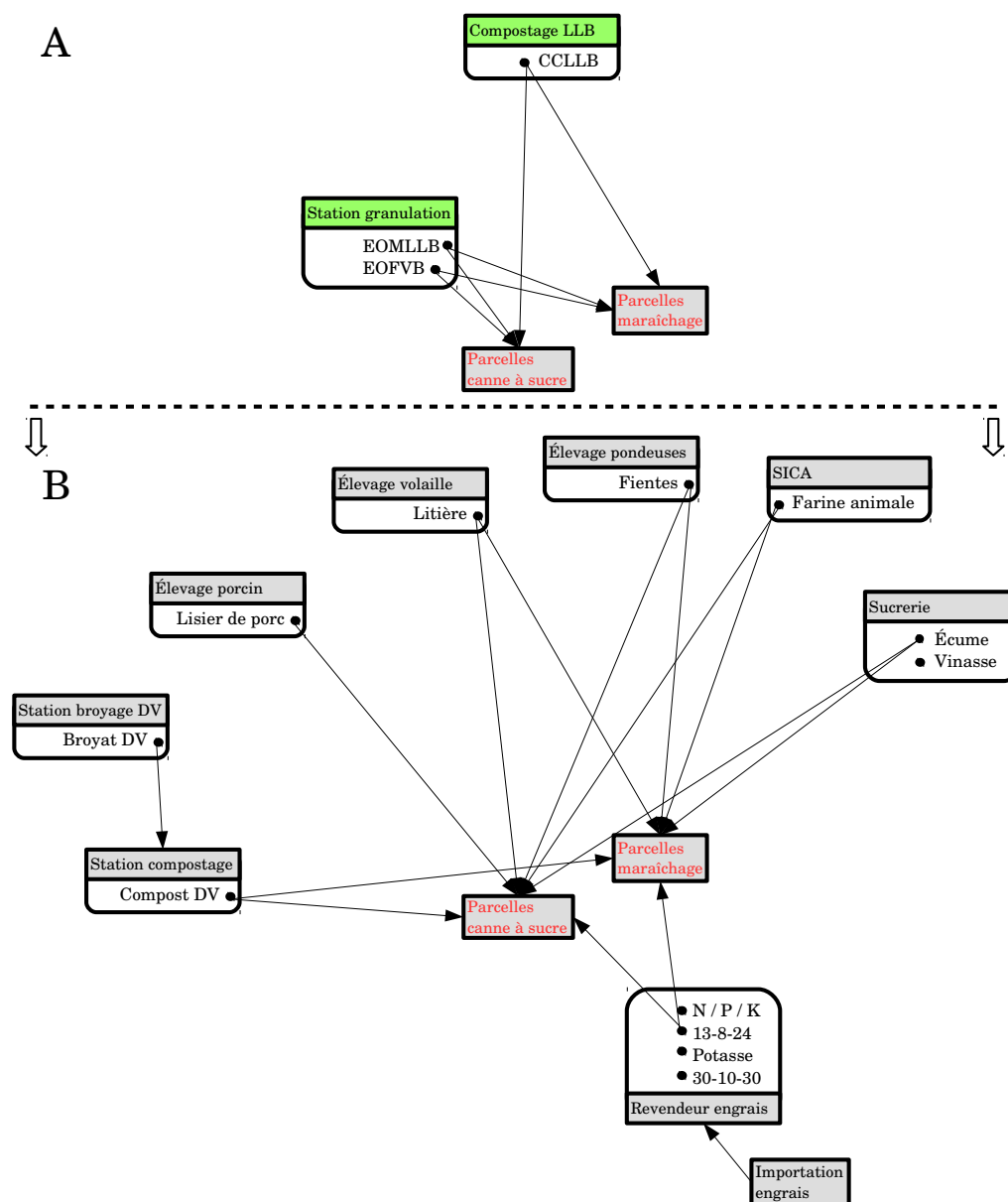


FIGURE 9.3 – Chaînes de concurrences dans le cas de l'analyse comparative. On identifie dans un premier temps les usages des produits des circuits (en l'occurrence sur canne et maraichage) (partie A) ; puis les produits entrant en concurrence avec ces derniers (partie B).

dans la contribution à l’impact climatique, par rapport aux processus liés à la fabrication, à la transformation et à l’utilisation, ceux-ci ne seront pas considérés dans l’analyse comparative.

### 9.1.2 Analyses complémentaires

Nous venons de décrire les chaînes de substitutions concomitantes aux flux dans les scénarios tendanciel et optimal. Afin de quantifier les résultantes, c’est à dire la comparaison des volumes entre les deux scénarios (voir fig. 4.5), il est nécessaire de faire des analyses complémentaires de celles des sorties de simulation du scénario optimal.

Dans cette section nous présentons ainsi une analyse croisée des sorties des simulations des deux scénarios, optimal et tendanciel.

#### Lisier de porc

Actuellement le lisier de porc est épandu sur des parcelles de canne à sucre et sur des prairies, dont une partie se situent sur le TCO.

Les volumes, estimés à partir des sorties de simulation du modèle UPUTUC (chapitre 5), sont présentés sur la figure 5.5.

Les parcelles situées dans les intercommunalités voisines ne sont pas représentées dans le modèle UPUTUC et le lisier qui est épandu sur celles-ci n’est donc pas considéré dans UPUTUC. Les tonnages issus de l’extérieur du TCO entrant dans les circuits représentent néanmoins une part conséquente (“Canne.ext”, fig. 9.5).

Pour l’analyse comparative nous calculons la différence d’épandage entre les deux scénarios. Dans le scénario optimal, les quantités de lisier épandues seraient moins importantes que dans le scénario tendanciel, pour les deux types de cultures. La résultante est donc négative (voir tableau 9.1) pour une moyenne sur les quinze années simulées.

Nous ajoutons à la balance le lisier entrant dans la composition du CCLLB et EOMLLB, en multipliant leurs tonnages par le ratio de lisier en entrée de station CCLLB, soit 1,2 tonnes par tonne de CCLLB, et le ratio de CCLLB entrant dans la composition de EOMLLB, soit 0,58 tonne par tonne de EOMLLB. Par une simple balance massique entre les résultantes (colonne “bilan”), nous pouvons ainsi estimer le volume de lisier que les circuits absorbent et qui était épandu ailleurs dans le scénario tendanciel (voir “épandage canne hors territoire” tableau 9.1).

La figure 9.5 indique pour chaque année simulée, le bilan massique de l’influence sur la gestion du lisier. Sur ce graphique nous ne différencions pas les parts de lisier, au travers de CCLLB et EOMLLB, épandues sur canne (figures annexes C.1 et C.3) et maraîchage (figures annexes C.4 et C.6), c’est à dire, par exemple, la part de lisier entrant dans la composition de CCLLB qui est épandu sur sol de canne d’une part et maraîchage d’autre part.

#### Litière de volaille

La litière de volaille est principalement épandue sur sol de canne, mais aussi sur prairies et en maraîchage (voir figure 5.7). Une partie seulement de la litière de

TABLE 9.1 – Bilan des circuits de gestion du lisier de porc (moyenne par an). Les résultantes (valeurs dans la colonne “bilan”) sont illustrées sur la figure 9.4

	tendanciel	optimal	bilan
épandage direct canne	9 991 t	7 118 t	-2 873 t
épandage direct prairie	15 706 t	13 567 t	-2 139 t
recyclage circuit CCLLB	0	2 286 t	+2 286 t
recyclage circuit EOMLLB	0	4 879 t	+4 879 t
épandage canne hors territoire	NA	NA	-2 153 t

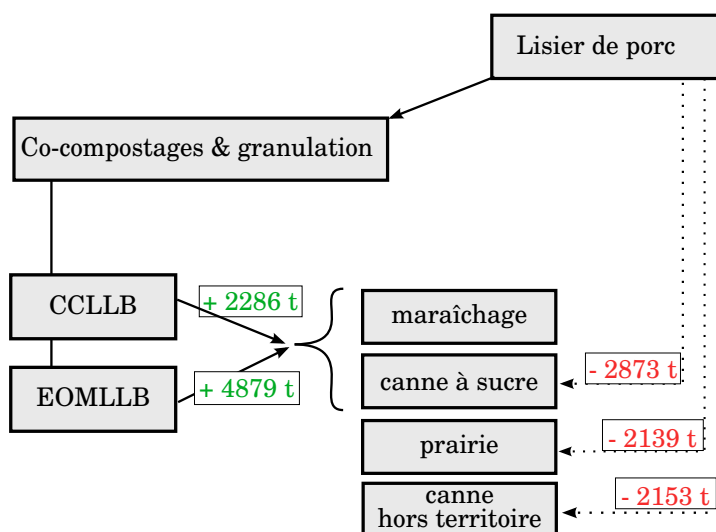


FIGURE 9.4 – Synthèse des perturbations induites dans la gestion du lisier de porc

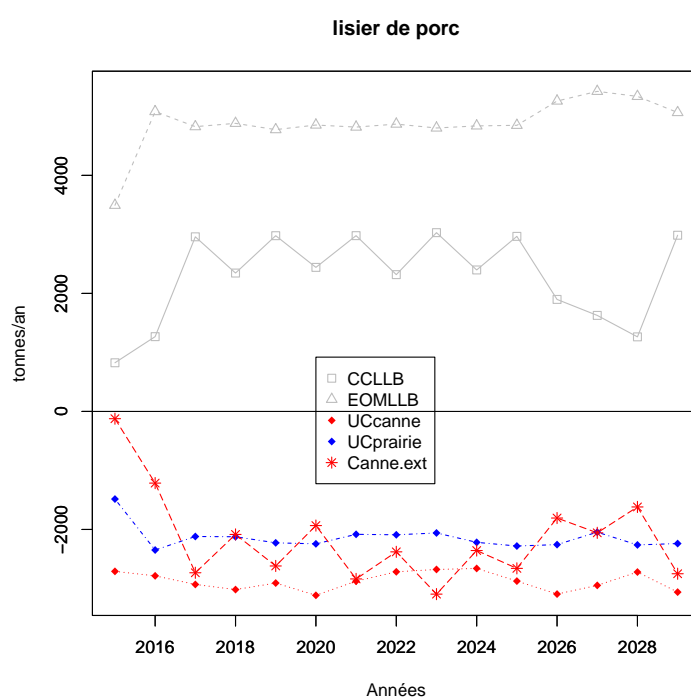


FIGURE 9.5 – Estimation des variations que les circuits de recyclage **CCLLB** et **EOMLLB** engendraient sur l'usage du lisier de porc.

Les circuits **CCLLB** et **EOMLLB** captent du lisier qui dans le scénario tendanciel n'est pas épandu sur les parcelles du territoire. Nous considérons que dans le scénario tendanciel ce lisier est épandu sur canne à sucre à l'extérieur du territoire. Dans le scénario optimal cet épandage à l'extérieur du territoire serait par conséquent évité et est donc comptabilisé négativement ("Canne.ext").



TABLE 9.2 – Bilan des circuits de gestion de la litière de volaille (moyenne par an). Les résultantes (valeurs dans la colonne “bilan”) sont illustrées sur la figure 9.6.

	tendanciel	optimal	bilan
épandage direct canne	529 t	69 t	-460 t
épandage direct maraîchage	69 t	128 t	+59 t
épandage direct prairie	264 t	202 t	-62 t
recyclage via CCLLB	0	1 405 t	+1 405 t
recyclage via EOMLLB	0	2 999 t	+2 999 t
épandage extérieur	NA	NA	-3940 t

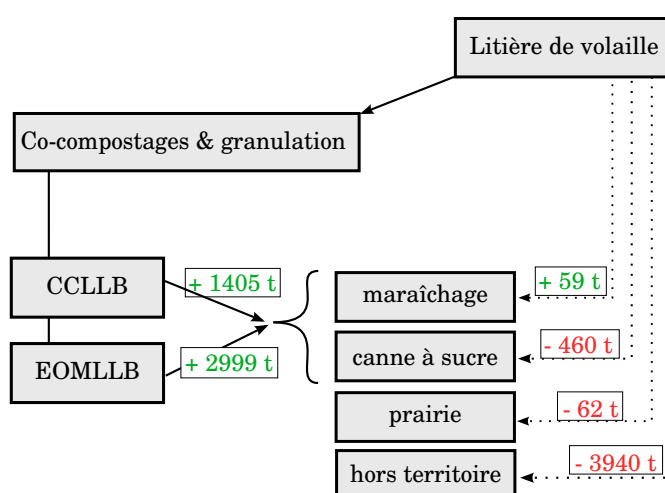


FIGURE 9.6 – Synthèse des perturbations induites dans la gestion des litières de volaille (moyenne par an).

volaille produite sur le territoire y est épandue, le reste l’est sur des parcelles des communes voisines.

Les parcelles extérieures au territoire n’étant pas représentées dans le modèles UPU-TUC, les quantités de litières qui y sont épandues ne sont pas comptabilisées, ni dans le scénario tendanciel ni dans le scénario optimal. Celles-ci sont néanmoins conséquentes : près de 4 000 t évitées par an (voir figure 9.7).

Pour estimer ces quantités, comme pour le lisier de porc, on multiplie le rapport massique de litière en entrée de station par tonne de **CCLLB**, soit 0,75 tonne de litière par tonne de **CCLLB** puis, pour **EOMLLB**, on multiplie de nouveau par la fraction massique de **CCLLB** dans **EOMLLB**, soit 0,58. Enfin on multiplie ces ratios par les quantités annuelles de **CCLLB** et **EOMLLB** dans le scénario optimal. La quantité de litière qui serait épandue à l’extérieur du territoire dans le scénario tendanciel et qui est évitée par sa captation par les circuits **CCLLB** et **EOMLLB** est estimée de telle sorte que le bilan massique soit nul (somme des valeurs positives et négatives de la colonne “bilan”, tableau 9.2).

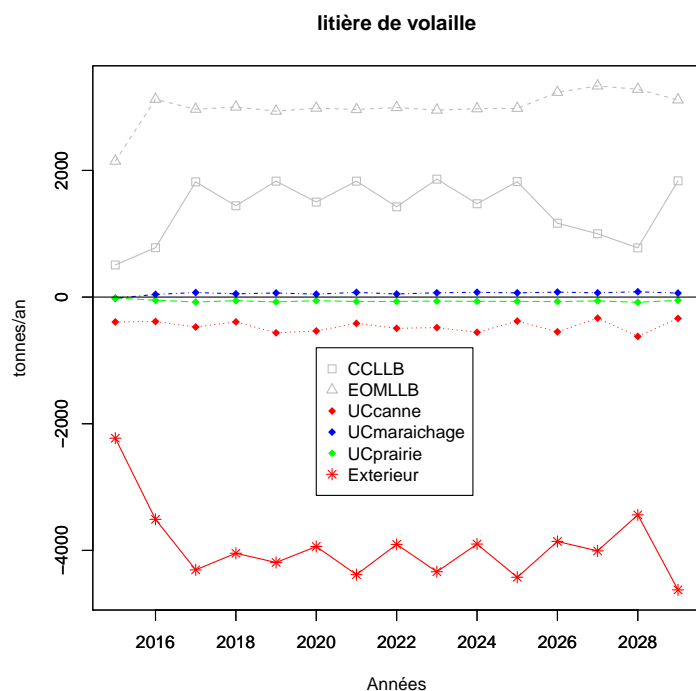


FIGURE 9.7 – Estimation des variations induites sur l'usage de la litière de volaille, par l'élaboration de **CCLLB** et **EOMLLB** dans le cadre de la mise en œuvre des circuits de recyclage.

Ces derniers captent un flux d'environ 4 000 t/an qui autrement serait épandu sur des parcelles hors du **TCO**. Comme pour le lisier de porc, ce volume épandu est alors comptabilisé négativement.

## Fientes de poules pondeuses

Tout comme la litière, les fientes de poules pondeuses produites sur le territoire sont épandues sur les sols de canne à sucre, prairies et maraîchage, principalement sur canne et prairies (figure 5.6).

Nous estimons le bilan de la différence de pratiques entre les deux scénarios (tableau 9.3 pour une moyenne sur toutes les années de simulation) et ajoutons à la balance le ratio valorisé au travers du **EOFVB**.

Dans le scénario optimal, il n'y a plus de fientes épandues sur les surfaces agricoles du territoire, cependant le volume absorbé par **EOFVB** la première année, est inférieur à la quantité de fientes épandues dans le scénario tendanciel, ce que l'on peut voir sur la figure 9.9. Ce phénomène est dû en réalité au temps de traitement des fientes entre l'entrée en station d'élaboration de **CCFVB** et la sortie sous forme de **EOFVB**, en lien avec le calendrier de fertilisation. Cette tendance estimée pour la première année s'estompe alors dès la deuxième année.

Sur le graphique nous ne différencions pas les parts de litière épandues sur canne et maraîchage, au travers de **EOFVB** (voir figures annexes C.2 pour canne et C.5 pour maraîchage).

## Broyat de déchets verts

Le compost de déchets verts est produit sur la station de compostage du Port. Dans le scénario tendanciel celle-ci absorbe la totalité du broyat de déchets verts de la station de broyage, qui dans le scénario optimal fournit les stations de co-compostage **CCLLB** et **CCFVB**. Le ratio massique entre broyat et compost de déchets verts est de 1,9.

TABLE 9.3 – Bilan des circuits de gestion des fientes de poules pondeuses. Les résultantes (valeurs dans la colonne “bilan”) sont illustrées sur la figure 9.8.

	tendanciel	optimal	bilan
épandage direct canne	506 t	0	-506 t
épandage direct maraîchage	463 t	0	-463 t
épandage direct prairie	146 t	0	-146 t
recyclage via EOFVB	0	1 561 t	+1 561 t
épandage extérieur	NA	NA	-446 t

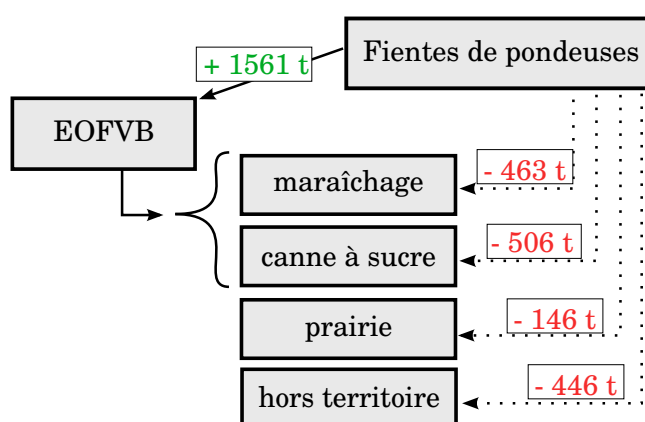
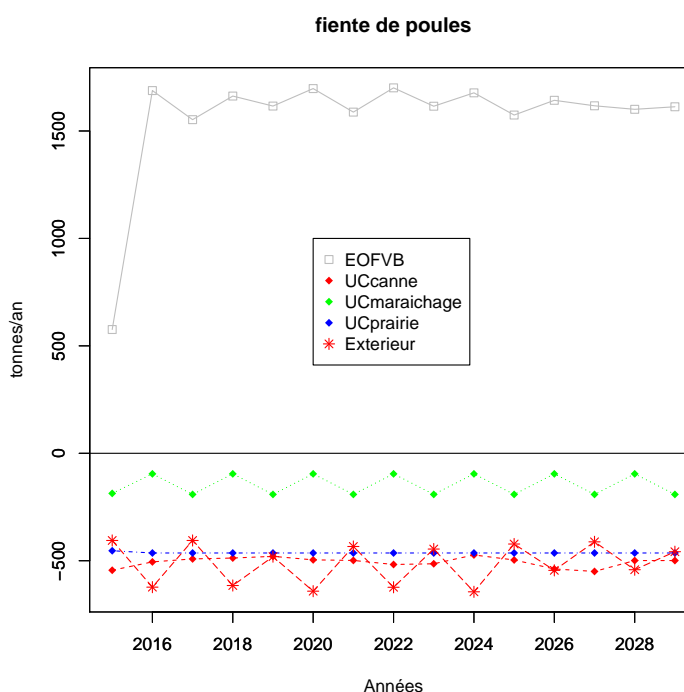


FIGURE 9.8 – Synthèse des perturbations induites dans la gestion des fientes de poules pondeuses (moyenne par an).

FIGURE 9.9 – Estimation des variations induites sur l’usage des fientes de poules, par l’élaboration de EOFVB dans le cadre de la mise en œuvre des circuits de recyclage. Dans le scénario optimal, il n’y a plus de fientes épandues sur les surfaces agricoles du territoire, cependant le volume absorbé par EOFVB la première année, est inférieur à la quantité de fientes épandues dans le scénario tendanciel. Cela est dû à la temporalité du traitement des fientes dans l’élaboration de EOFVB. Cet effet tampon s’estompe dès la deuxième année.



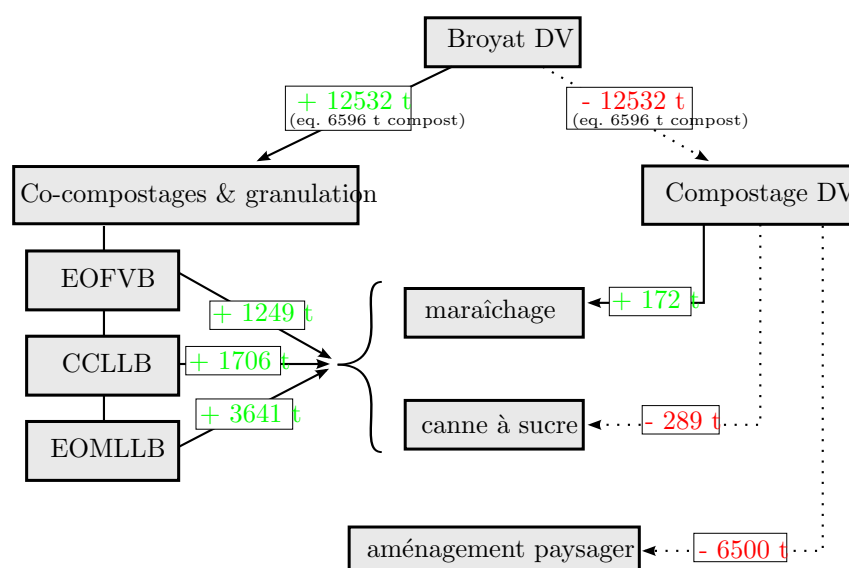


FIGURE 9.10 – Synthèse graphique du bilan des perturbations des processus industriels induites par la **SIT** en rapport à l'utilisation de broyat de déchets verts.

La première perturbation est liée à l'utilisation en tant que telle du broyat de déchets verts qui limite la disponibilité du compost pour les aménagements paysagers.

La deuxième perturbation concerne les pratiques agricoles. Elle est systémique et modélisée au travers des relations entre les agents dans UPUTUC. Elle résulte ici en une augmentation de l'usage du compost de déchets verts en maraîchage et une diminution sur canne à sucre.

Le bilan de la combinaison de ces perturbations induit l'évitement du compostage d'environ 12 500 t de broyat de déchets verts et de 6 500 t de compost comme amendement.

Ainsi, les stations de compostage de **CCLLB** et **CCFVB** utilisent du broyat de déchets verts qui, s'il n'était pas utilisé par ces stations, serait en tous les cas composté dans la station de compostage du Port (dans le scénario tendanciel considéré). Il est donc plus pertinent de faire référence à un "équivalent compost" que de "tonnes de broyat", pour les circuits **CCLLB**, **EOMLLB** et **EOFVB**.

À l'heure actuelle, la totalité du compost de broyat de déchets verts est valorisé soit auprès de pépiniéristes ou pour des aménagements paysagers (env. 90%), soit en maraîchage ou canne (env. 10%; cf. figure 5.4 montrant la comparaison entre les scénarios). Il se trouve néanmoins produit en excès vis à vis de la demande et des voies de valorisations, telles que la pelletisation, la gazéification, ou encore la combustion en centrale thermique, sont envisagées, bien que pas encore opérationnelles.

Le captage du flux de broyat de déchets verts par les stations de co-compostage viendrait alors réduire un équivalent compost principalement valorisé en aménagements paysagers. Nous synthétisons les perturbations induites dans le système territorial sur la figure 9.10. Les moyennes annuelles sont présentées sur la figure 9.11.

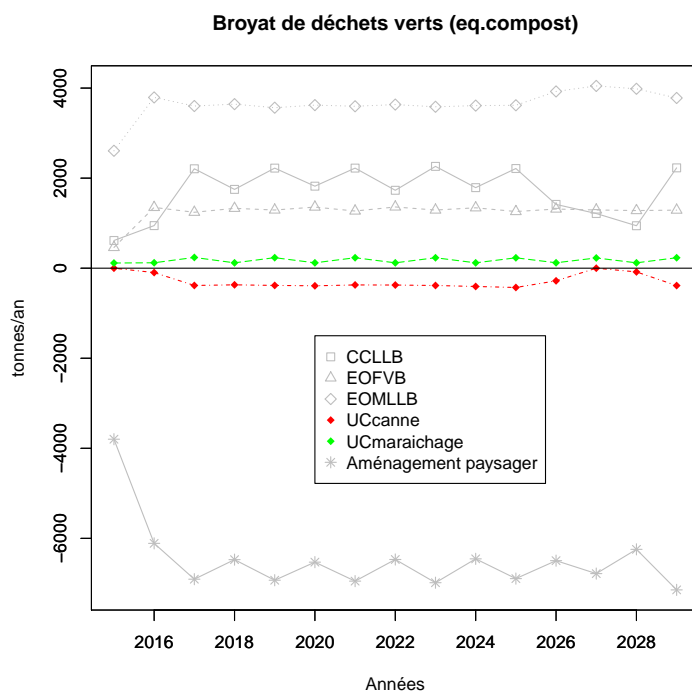


FIGURE 9.11 – Estimation des variations induites sur l'usage du compost de broyat de déchets verts par l'élaboration et l'usage des produits issus des circuits.

Dans le scénario optimal, les maraîchers utiliseraient plus de compost de déchets verts, et la canne un peu moins. Les circuits auraient pour effet de capter le flux de broyat destiné à être composté et utilisé pour des aménagements paysagers.

Les circuits mis en œuvre induisent donc l'évitement du compostage et principalement l'utilisation du compost de déchets verts en aménagement paysagers.

TABLE 9.4 – Bilan moyen annuel de l'usage de l'écume de sucrerie en agriculture. Les résultantes (valeurs dans la colonne "bilan") sont illustrées sur la figure 9.12.

	tendanciel	optimal	bilan
utilisation sur canne	73 t	50 t	-53 t
utilisation sur maraîchage	182 t	278 t	+96 t
épandage extérieur au territoire	NA	NA	-43 t

## Écume de sucrerie

L'écume de sucrerie est épandue en maraîchage et sur canne à sucre. Elle est un amendement complémentaire à la fertilisation, riche en calcium, azote et phosphore [36]. Elle n'entre pas dans la composition des produits organiques issus de la SIT. Son usage évolue cependant avec la mise en œuvre des circuits des produits organiques issus de la SIT (voir figure 5.9).

Dans le tableau 9.4 nous synthétisons les variations annuelles moyennes induites entre les usages et donnons les estimations annuelles sur la figure 9.13.

L'épandage d'écume sur les surfaces agricoles est déjà largement pratiqué et n'entre pas nécessairement en concurrence avec d'autres produits. Aussi nous considérerons que les variations provoquées par la mise en œuvre des circuits se reporteraient sur de l'épandage sur des parcelles à l'extérieur du territoire.

## Vinasse de distillerie

La vinasse en tant que telle trouve encore peu de débouchés. Deux distilleries sont porteuses de projets de concentration de vinasse [230], de laquelle vinasse

FIGURE 9.12 – Synthèse des perturbations induites sur l'usage de l'écume de sucrerie (moyenne par an).

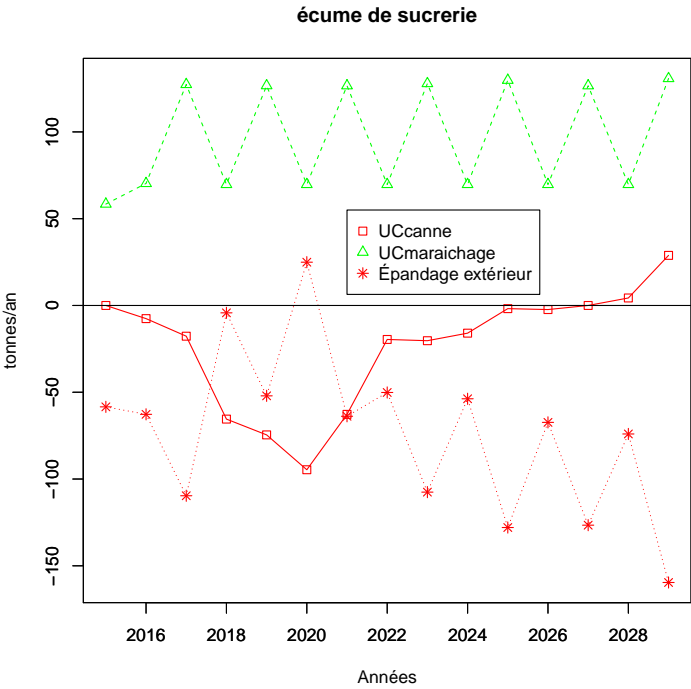
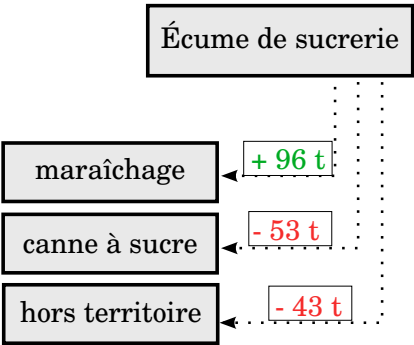


FIGURE 9.13 – Estimation des variations induites sur l'usage d'écume de sucrerie en maraîchage et sur canne à sucre, concomitant à l'usage des produits organiques issus des circuits. Globalement, l'usage des produits organiques sur le territoire aurait tendance à augmenter l'usage d'écume en maraîchage et sur canne à sucre et ainsi de réduire l'utilisation d'écume sur des parcelles voisines au territoire.

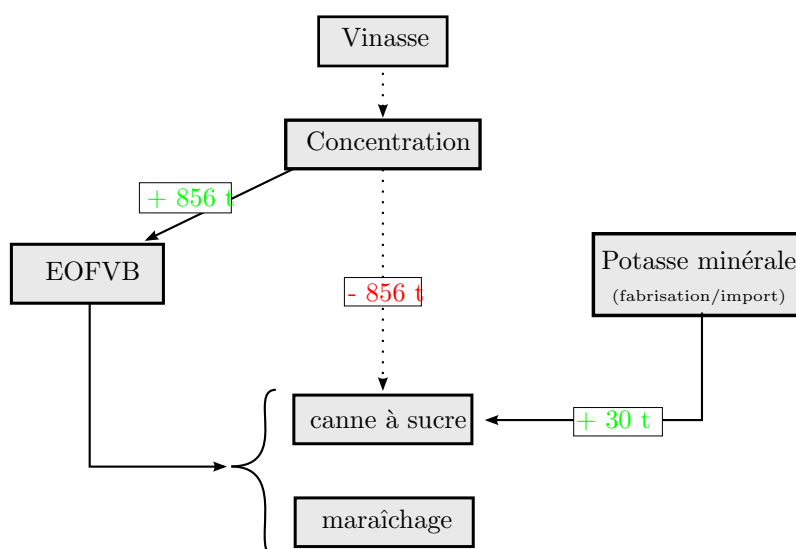


FIGURE 9.14 – Synthèse graphique du bilan des perturbations des processus industriels induites par la **SIT** concernant l'utilisation de la vinasse concentrée.

dépend l'élaboration de **EOFVB**. Concentrées, ces vinasses coûteraient moins cher à l'épandage sur des surfaces de canne à sucre voisines. Comme on l'a vu, la vinasse est riche en  $K_2O$  et peut substituer l'usage de potasse.

La vinasse concentrée valorisée en substitution de potasse en agriculture serait opérée sur des surfaces de canne voisines de l'usine, géographiquement situées à l'extérieur du **TCO**. Ces surfaces ne sont pas représentées dans le modèle UPU-TUC. Cet usage n'apparaît alors pas dans le scénario tendanciel mais est toutefois à considérer dans le cadre de l'analyse comparative du scénario optimal.

Nous pouvons donc considérer que l'usage de vinasse concentrée pour élaboration de **EOFVB**, nécessite par ailleurs l'usage de potasse en substitution. Autrement dit, l'usage de vinasse concentrée pour **EOFVB** engendrerait l'usage de potasse, à équivalent  $K_2O$  (fig. 9.14).

Par évaporation dans des colonnes successives, le processus de concentration de la vinasse porte sa teneur en matière sèche de 10 à 50% [170]. La concentration envisagée avec les distilleries et retenue dans le cadre du projet GIROVAR est de 45%. Cette concentration porte ainsi la teneur en  $K_2O$  de 16 kg/t [36] à 72 kg/t de vinasse.

La quantité de vinasse concentrée en entrée du co-compostage est de 0,57 t/t **CCFVB**, soit 0,49 t/t **EOFVB**. L'évitement de la substitution de potasse minérale par l'usage de **EOFVB** est donc de 35 kg/t **EOFVB** ( $0,72 \times 0,49$ )<sup>1</sup>. Les conséquences en matière de volumes sont présentées sur la figure 9.15. On notera que la quantité de potasse engendrée est insignifiante (<1%) au regard de l'usage d'engrais évité par ailleurs (voir section 9.1.2).

1. Cet équivalent d'évitement de substitution est à différencier de la concentration en  $K_2O$  de **EOFVB**

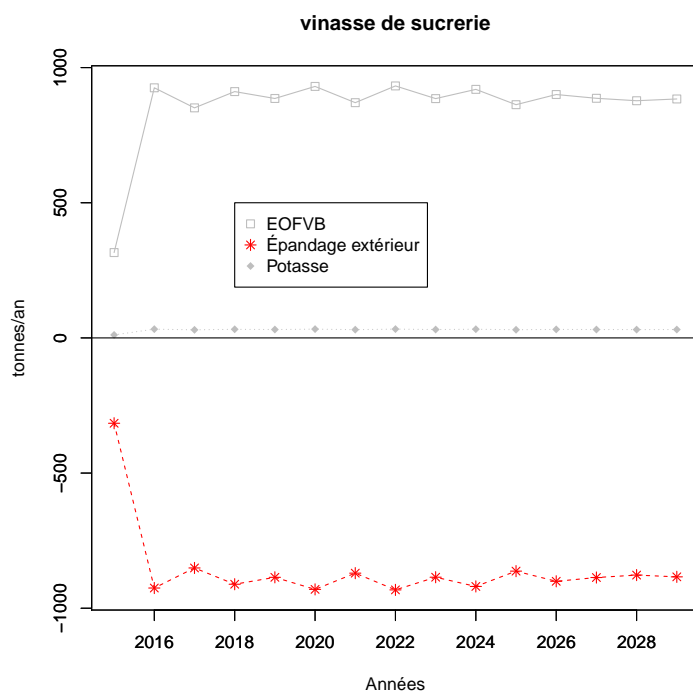


FIGURE 9.15 – Estimation des perturbations industrielles induites par l'usage de la vinasse de sucrerie.

La vinasse utilisée pour EOFVB serait déjà concentrée afin d'être épandue, à moindre coût et en substitution de potasse, sur canne à sucre. L'usage de la vinasse dans EOFVB engendre donc l'évitement de son épandage sur canne à sucre mais engendrerait également l'usage d'engrais potassique sur ces mêmes cultures.

## Farines animales

L'usine SICA AUCRE transforme des déchets d'abattoirs en farines animales, lesquelles sont utilisées pour partie en alimentation animale<sup>2</sup> et pour partie en engrais organiques<sup>3</sup>. L'usine traite des sous-produits de diverses origines animales. Celles qui rentreraient dans l'élaboration de EOFVB seraient celles dites de catégorie 1, composées de sang et de plumes de volailles, et permettant la fabrication d'un engrais organique azoté.

La production de cet engrais s'élève à environ 2000 t/an. Il est fourni gratuitement à des agriculteurs sans distinction entre maraîchers, planteurs de canne à sucre ou éleveurs pour fertiliser des prairies<sup>4</sup>. Son usage n'a pas été modélisé dans UPUTUC. Dans le cadre de l'analyse comparative, nous considérerons l'usage des farines en complément azotée de EOFVB, comme une substitution de son usage direct en engrais organique (fig. 9.16). Les moyennes estimées à partir des fertilisations simulées dans UPUTUC sont présentées sur la figure 9.17.

## Engrais de synthèse

Deux principaux engrais de synthèses sont utilisés pour, d'une part la fertilisation de la canne à sucre et en maraîchage (13-8-24) ; et d'autre part pour la fertilisation de prairies (30-10-10). Ces engrais de synthèse sont concurrents des produits organiques élaborés par la SIT et des matières fertilisantes entrant dans leurs compositions. En

2. Cas de farines d'os et de chair entrant dans la fabrication de croquettes pour animaux domestiques.

3. Cas de farines de sang et de plumes.

4. Informations recueillies dans le cadre d'un entretien téléphonique avec le directeur de SICA AUCRE, décembre 2015



FIGURE 9.16 – Synthèse graphique du bilan annuel moyen sur 15 ans du changement d'affectation de l'engrais organique à partir de farine animale pour la complémentation de **EOFVB**.

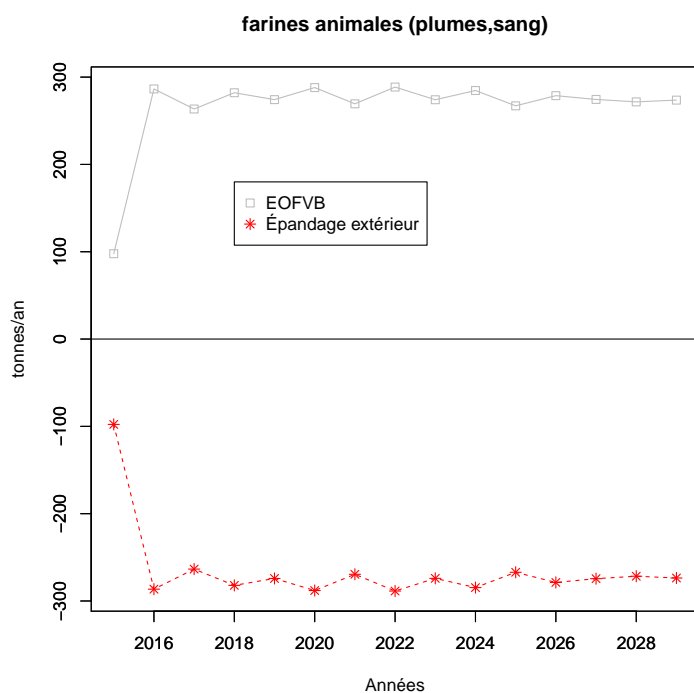
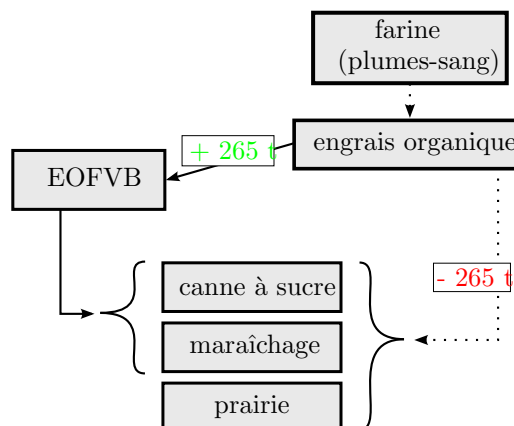


FIGURE 9.17 – Estimations annuelles de la substitution de la farine animale pour l'élaboration de **EOFVB**.

TABLE 9.5 – Bilan de l'usage des engrais de synthèse

	tendanciel	optimal	bilan
engrais 13-8-24 sur canne	3 147 t	293 t	-2 854 t (-91%)
engrais 13-8-24 sur maraîchage	859 t	235 t	-624 t (-73%)
engrais 30-10-10 sur prairie	550 t	570 t	+20 t (+4%)
complémentation minérale EOMLLB	0	2 896 t	+2 896 t

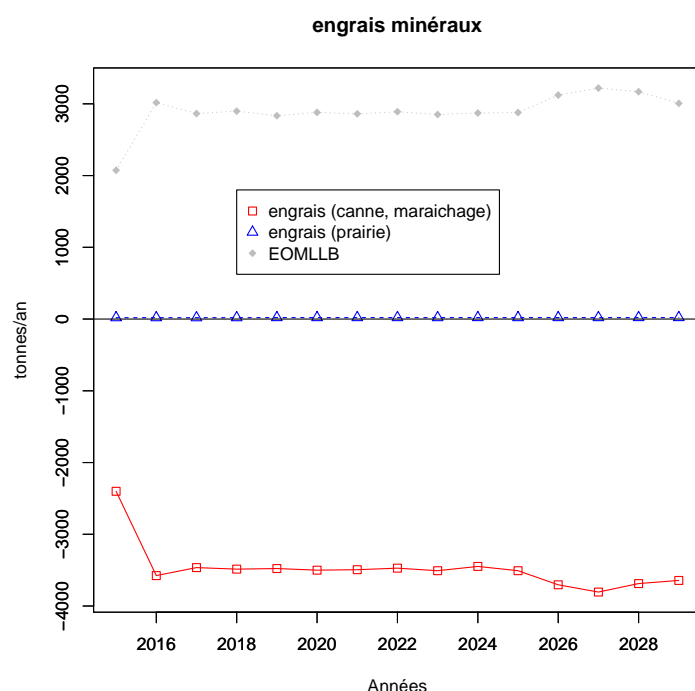


FIGURE 9.18 – Estimation des variations d'usage d'engrais minéraux consécutives à la mise en place de la SIT.

L'utilisation de l'engrais 13-8-24 utilisé sur canne et maraîchage serait drastiquement réduite, alors que l'engrais 30-10-10 utilisé sur prairies serait sensiblement plus utilisé. Malgré la complémentation minérale de EOMLLB, la SIT permettrait de réduire le recours à des engrais de synthèse.

effet, l'usage de l'engrais de synthèse 13-8-24 sur canne et en maraîchage est très réduit dans le scénario optimal par rapport au scénario tendanciel (figure 5.8). En revanche, l'ensemble des simulations montrent qu'en moyenne on peut s'attendre à une très légère augmentation de l'engrais 30-10-10 utilisé pour fertiliser les prairies (+4%) ; cette augmentation serait néanmoins très faible au regard des diminutions sur canne et maraîchage : respectivement -91% et -73% (tab. 9.5).

Par ailleurs, EOMLLB est complété avec de l'engrais de synthèse à hauteur de 42%. Nous représentons sur la figure 9.18 le bilan d'usage des engrais de synthèse et des complémentations minérales considérées dans l'analyse comparative.

### 9.1.3 Sources d'émissions de GES

Dans le chapitre précédent, traitant de l'estimation dans l'absolu de la conséquence climatique, nous avons conclu par la prépondérance des émissions issues des mécanismes biophysiques liés à la transformation de la matière organique et la production de la complémentation minérale de synthèse (section 8.4), regroupant à elles toutes environ 97% de la contribution au changement climatique d'ici à l'horizon 2100. La contribution des autres sources d'émissions de GES est inférieure

à l'incertitude des premières et est négligeable au regard de l'incertitude sur l'estimation de la conséquence climatique elle-même. Partant de ce constat, nous omettons de l'estimation comparative les types de sources d'émission de **GES** les moins prépondérantes. Les sources de pression (émissions et évitements de **GES**) que nous considérerons pour l'analyse comparative sont donc (voir fig. 9.19) :

- **émissions au champ** : les émissions de **GES** consécutives à l'épandage de différentes matières minérales, organiques brutes et transformées, et utilisées sur canne, prairies et en maraîchage. Cela concerne :
  - $\text{N}_2\text{O}$ , suite à la nitrification et la dénitrification d'une partie de l'azote ammoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ )
  - $\text{NO}$ , après redéposition sous forme de nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), successivement dénitrifié et qui constitue donc une émission indirecte de  $\text{N}_2\text{O}$
  - $\text{NH}_3$ , après redéposition d'une partie sous forme ammoniacale, dont une partie de l'azote est dénitrifiée et constitue donc une émission indirecte de  $\text{N}_2\text{O}$
  - $\text{CO}_2$ , par oxydation/minéralisation de la matière organique
- **émissions en station** : les émissions de **GES** consécutives à la transformation des produits organiques. Cela concerne :
  - $\text{CO}_2$ , par oxydation/minéralisation de la matière organique
  - $\text{NH}_3$ , volatilisation d'ammoniac dont une partie redéposée sera dénitrifiée
  - $\text{CH}_4$ , formé dans les sections anaérobies du compost et non oxydé avant émission
  - $\text{N}_2\text{O}$ , par nitrification de l'ammoniac et dénitrification partielle et consécutive des nitrates
- **émissions hors territoire** : les émissions de glsge lors de la fabrication des engrais de synthèse :
  - utilisés comme fertilisant
  - entrant dans la composition de **EOMLLB**.

## 9.2 Inventaire du modèle de données

Dans la section 7.8 nous avons conclu à l'usage du forçage radiatif pour représenter l'impact climatique. Celui-ci nécessite, comme pour l'analyse absolue (chapitre 8), d'établir un inventaire temporel des émissions de **GES**.

Le choix des modèles d'émissions de **GES** ne peut se porter *a priori* sur des modèles génériques ou spécifiques. Le choix des modèles d'émissions représentant des mécanismes biophysiques doit être argumenté en fonction des connaissances scientifiques et la problématique de mise à échelle, et notamment la disponibilité de données (fig. 4.6, chapitre 4.3).

Le recours à un certain nombre de modèles a déjà été discuté dans le chapitre 8.2, en commençant par décrire les mécanismes biophysiques consécutifs aux sources de pression, comme l'émission de  $\text{CO}_2$  à l'épandage ; puis en cherchant à préciser les variables prises en compte dans des modèles d'émissions lorsque c'était possible ; enfin en discutant les modèles d'estimation d'émissions, de leur validité et représentativité, et de leurs paramètres environnementaux et industriels.

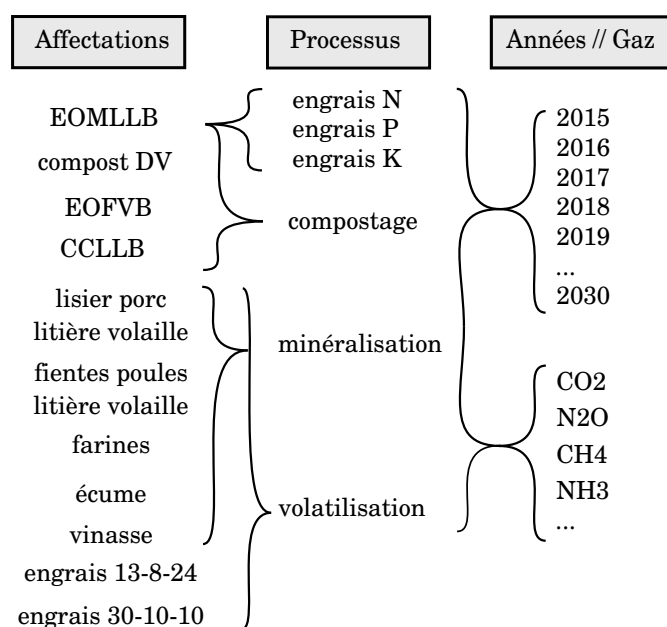


FIGURE 9.19 – Entrées et combinaisons de la table d’inventaire temporelle d’émissions de GES pour l’analyse comparative

Nous suivrons ici le même schéma, en nous appuyant sur ces discussions menées dans la section 8.2.

### 9.2.1 Estimation des émissions directes et indirectes de $N_2O$ , consécutives à l’épandage

Nous avons présenté dans la section 8.2.1 les difficultés à estimer les émissions de  $N_2O$  consécutives de l’épandage des matières organiques.

Parmi ces difficultés, la représentation des mécanismes complexes (ex. interactions entre pools de carbone et azote, interaction avec d’autres fertilisants/amendements : paillis, engrais...); et les contraintes de l’extrapolation des conditions contrôlées au champ : variation d’humidité, température, porosité et autres propriétés du sol pouvant influencer la dénitrification et faire varier le ratio  $N_2O/(N_2O+N_2)$  de 0 à 100% [17].

Les émissions de  $N_2O$  dépendent alors fortement du type de sol, des doses apportées et de l’absorption par les plantes cultivées, et il est difficile d’extrapoler des émissions sur un type de sol et une culture à d’autres conditions. Des incubations en conditions contrôlées avait ainsi été réalisées sur certaines matières en substrat sur des sols de la région<sup>5</sup>. Les informations dont nous disposons pour ces quelques PRO sont des vitesses maximales mesurées d’émission de  $N_2O$  [198] ce qui ne permet pas de s’exprimer sur les quantités totales de  $N_2O$  émises sur plusieurs semaines.

Le modèle de simulation orientée agents UPUTUC nous permettrait de représenter de manière assez fine, dans l’espace et dans le temps, les quantités épandues selon

5. En l’occurrence à la station des Colimaçons, voir annexe page 232

les différents profils de fertilisation (voir tableaux annexes E.1 et E.2). Cependant la capacité actuelle de représentation des mécanismes d'émission de  $\text{N}_2\text{O}$  ne permet pas de valoriser cette finesse.

Bien que les matières compostées présentent globalement des émissions moins importantes que les matières brutes [17], comme pour l'analyse absolue, nous aurons donc recours aux coefficients d'émissions de  $\text{N}_2\text{O}$  du GIEC présentés section 8.2.1.

La problématique étant identique pour l'estimation des émissions indirectes de  $\text{N}_2\text{O}$ , c'est à dire via la volatilisation de  $\text{NH}_3$  et la lixiviation de  $\text{NO}_3$ , à défaut de facteurs d'émission spécifiques, nous utiliserons également les coefficients génériques fournis par le GIEC pour les inventaires d'émissions nationaux.

Nous synthétisons les coefficients globaux d'émissions (directes et indirectes) rapportés à chaque produit dans le tableau annexe H.2.

### 9.2.2 Estimation des émissions carbonées consécutives à l'épandage des PRO

La problématique pour le choix de modèles pour l'estimation des émissions de  $\text{CO}_2$  est la même que pour l'analyse absolue (section 8.2.3), c'est à dire que, malgré que nous bénéficions d'une capacité d'appréciation relativement précise des usages (en temps, espace, quantités), nous ne disposons pas de modèles mécanistes ou statistiques d'émission de  $\text{CO}_2$  calibrés pour le contexte de la Réunion.

Suivant la démarche que nous avons décrit dans la première partie (figure 4.6), nous utiliserons alors la même approche simplifiée consistant à estimer les émissions de carbone avec des potentiels d'humification (complémentaire à la minéralisation) du carbone apporté par les différents PRO :

- $k_1$ , potentiel d'humification de la matière organique apportée, pour l'année dans laquelle a lieu l'épandage<sup>6</sup> ;
- $k_2$ , le taux annuel de minéralisation de la matière organique résiduelle intégrée au sol, les années suivantes.

Les émissions de  $\text{CO}_2$  lors de l'année de l'épandage seront estimées avec l'équation 8.1 et celles des années suivantes avec l'équation 8.2. Nous obtenons ainsi des émissions en C- $\text{CO}_2$ , qu'il faut ensuite multiplier par le ratio massique  $\text{CO}_2/\text{C}$ , soit 40/12.

Les coefficients  $k_1$  sont synthétisés dans le tableau annexe H.2.

Comme expliqué dans la section 8.2.4, nous ne disposons d'aucune référence permettant d'estimer des niveaux d'émissions de  $\text{CH}_4$  consécutives à l'épandage des différents produits. Celles-ci sont par ailleurs considérées faibles [17]. Nous ne considérerons donc pas les émissions de  $\text{CH}_4$ .

### 9.2.3 Estimation des émissions de carbone biogénique pour l'élaboration des produits organiques par compostage

Les processus de co-compostage pour l'élaboration du CCLLB et du CCFVB, et respectivement pour EOMLLB et EOFVB, est identique à l'analyse absolue (section 8.2.5).

---

6. La cinétique de minéralisation de la matière organique est variable d'un PRO à l'autre mais globalement de l'ordre de quelques mois [36], raison pour laquelle nous considérons les  $k_1$  pour l'année de l'épandage.

TABLE 9.6 – Facteurs d'usage des processus équivalents pour les émissions liées à la complémentation d'une tonne de **EOMLLB**, 30-10-10 et 13-8-24.

produit	EOMLLB	13-8-24	30-10-10	source
engrais N	140	600	289	ecoinvent, ID 50
engrais P	90	200	178	ecoinvent, ID 57
engrais K	190	200	533	ecoinvent, ID 356

Les émissions sont donc les mêmes et reportées dans le tableau 8.4.

Pour le compostage du broyat de déchets verts, l'émission de CO<sub>2</sub> peut être estimée par la perte de carbone pour obtenir une tonne de compost. Prenant 1,9 le ratio massique entre le broyat de déchets verts et le compost en sortie de station ; 300 kg C/t MS à 55 %MS/MB pour le broyat de déchets verts, et 350 kg C/t MS à 55 %MS/MB pour le compost, on obtient une perte de carbone de 121 kg/t compost. Reprenant la balance CO<sub>2</sub>/CH<sub>4</sub> de 99/1 (section 8.2.5), et multipliant par les ratios massiques CO<sub>2</sub>/C et CH<sub>4</sub>/C (resp. 40/12 et 14/12), nous pouvons estimer que la production d'une tonne de compost de déchets verts émet 443 kg de CO<sub>2</sub> et 0.4 kg de CH<sub>4</sub>.

#### 9.2.4 Estimation des émissions azotées (NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O) par l'élaboration des produits organiques par compostage

Nous avons discuté pour l'analyse absolue (section 8.2.6) des émissions de NH<sub>3</sub> et N<sub>2</sub>O au compostage du **CCLLB** et du **CCFVB**, pour l'élaboration de **EOMLLB** et **EOFB**. Les coefficients d'émissions retenus sont présentés dans le tableau 8.5.

Pour le compostage nous utiliserons la même approche que pour les émissions de CO<sub>2</sub>, à partir des teneurs en azote du broyat et du compost de déchets verts (resp. 12 et 22 kg N/t MS). On estime alors la perte en azote total à 0,25 kg/t de compost de déchets verts produit. Reprenant les ratios d'émissions entre NO<sub>2</sub> et NH<sub>3</sub> (section 8.2.6), nous pouvons approximer à 0,004 kg NO<sub>2</sub> /t de compost de déchets verts produit.

#### 9.2.5 Estimation des émissions de GES pour la complémentation des engrais organiques

La fabrication d'engrais de synthèse est émettrice de **GES** hors du territoire et nous considérerons, comme pour l'analyse absolue (section 8.2.8), bien que leur lieu et moment de fabrication ne soient connus, que l'émission a lieu au cours de l'année de leur usage.

Nous avons sélectionné des engrais N, P et K dans la base de données Ecoinvent, correspondants à des équivalents de la complémentation de **EOMLLB** (tableau 8.12). Pour les engrais de synthèse 13-8-24 et 30-10-10, nous reprenons ces processus que nous pondérons à hauteur de leurs compositions (tableau 9.6).

## 9.3 Estimation comparative de l'impact

Dans le chapitre 8.3 nous avons décrit la méthode de calcul pour estimer l'impact climatique temporel des changements industriels, avec les équations 8.6, 8.7, 8.8, 8.10, 8.11, et les paramètres des gaz (cf. tableau G.1 en annexe), au moyen du modèle de calcul développé.

Nous projetons l'évolution du forçage radiatif des couples *Produit–Processus d'émission* sur la figure 9.20 et l'effet cumulé (**AGWP**) sur la figure 9.21. On voit que la principale source d'impact évitée est la fabrication de l'engrais de synthèse 13-8-24 utilisé sur canne à sucre et maraîchage (36% par rapport à l'impact des émissions évitées à l'horizon 2100). Cet évitement est du même ordre de grandeur que la contribution de la complémentation de **EOMLLB** (33% par rapport à l'impact des émissions évitées à l'horizon 2100).

La résultante quant aux émissions liées à la fabrication des engrais de synthèse est négative, malgré que les circuits induisent une légère augmentation de l'usage d'engrais 30-10-10 sur prairie. À l'horizon 2100 les circuits permettraient de réduire d'environ 2% la contribution totale au changement climatique, soit 5% la part des engrais de synthèse (fig. 9.22).

La résultante de la mise en œuvre des circuits sur les émissions de carbone d'origine biogénique<sup>7</sup> serait positive. Les processus de compostage augmenteraient l'impact de 24% (+38% vs. -14% = +24%), alors que la minéralisation des **PRO** apportés au sol, engrais organiques et matières brutes confondues, réduiraient l'impact de 15% (+15% vs. -30% = -15%). Au total, les émissions de carbone d'origine biogénique induites contribueraient à hauteur de 53%, contre 44% évité. La résultante serait donc de +9% (voir figure 9.23).

La résultante globale de la mise en œuvre des circuits est sensiblement positive, c'est à dire que la systémique de l'ensemble des processus considérés engendrerait une augmentation d'environ 3% par rapport à l'ensemble de la contribution évitée à l'horizon 2100 (fig. 9.24).

Nous discuterons plus loin dans quelle mesure cette valeur est à prendre avec précautions du fait que l'ordre de grandeur des baisses et incertitudes combinés qui, bien que n'étant pas quantifiés dans cette analyse comparative, sont nécessairement plus importants que la résultante estimée à 3%.

## 9.4 Conclusion

Dans la section 4.3.1 nous avons décrit la manière de considérer des effets systémiques liés à la mise en œuvre du projet de **SIT**, dans le but d'estimer leurs conséquences. L'objet de ce chapitre était d'illustrer une analyse comparative qui dans notre cas met en confrontation les sources de contribution au changement climatique qui seraient induites, au regard de celles évitées, dans le cadre de la mise en place des circuits de la **SIT**. C'est le cas par exemple du "détournement" du broyat de déchets verts de leur compostage et leur usage en grande partie en aménagements

7. Essentiellement du CO<sub>2</sub> et une part infime de CH<sub>4</sub>, voir tableau 8.4.

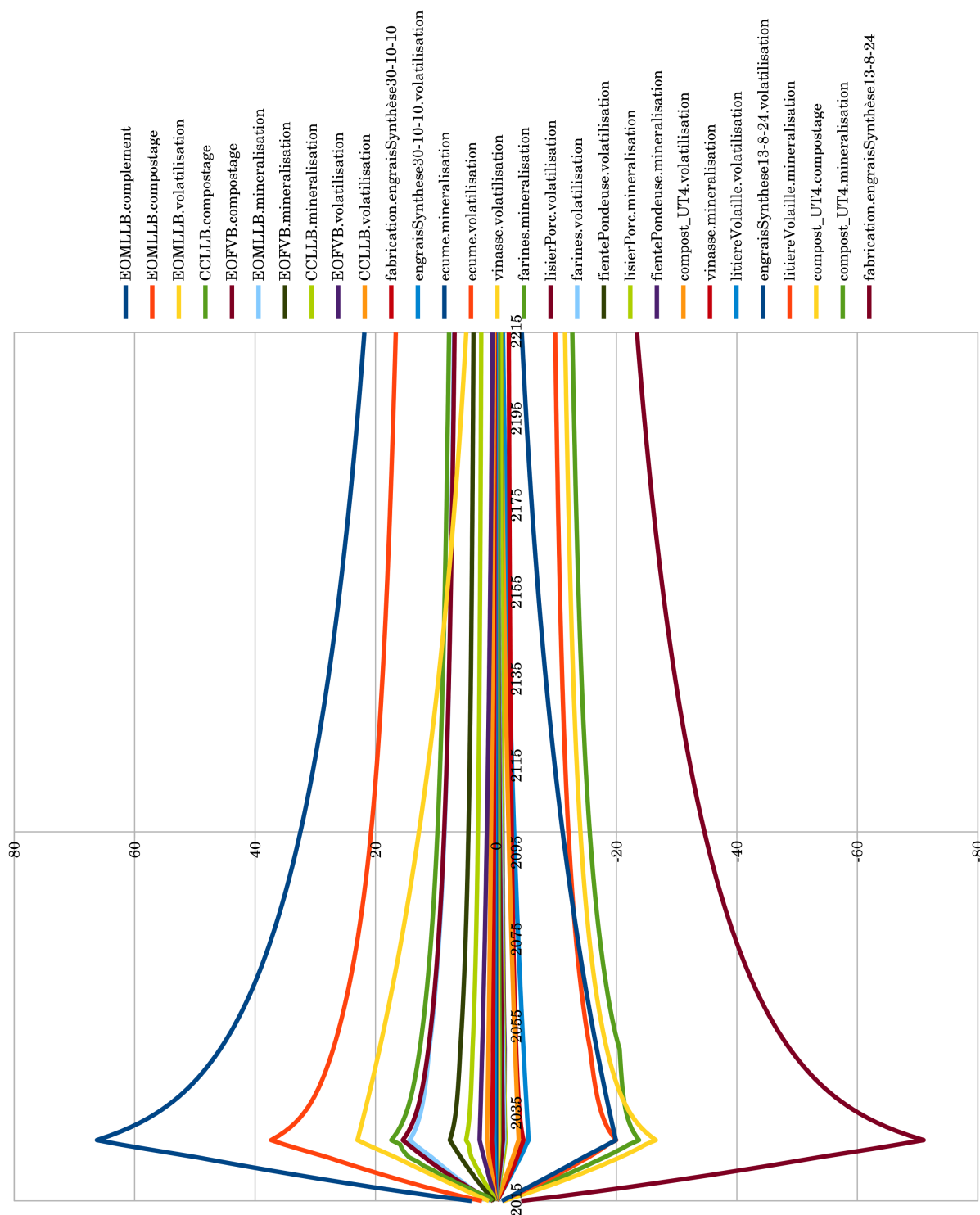


FIGURE 9.20 – **Forçage radiatif** des sources d'émissions par produit depuis la première année de simulation jusqu'à +200 ans. Les contributions sont exprimées en pourcentage du *forçage radiatif* résiduel total évité à l'horizon 2100. Les contributions des processus induits sont comptabilisées positivement, et inversement, les contribution des processus évités sont comptabilisées négativement.



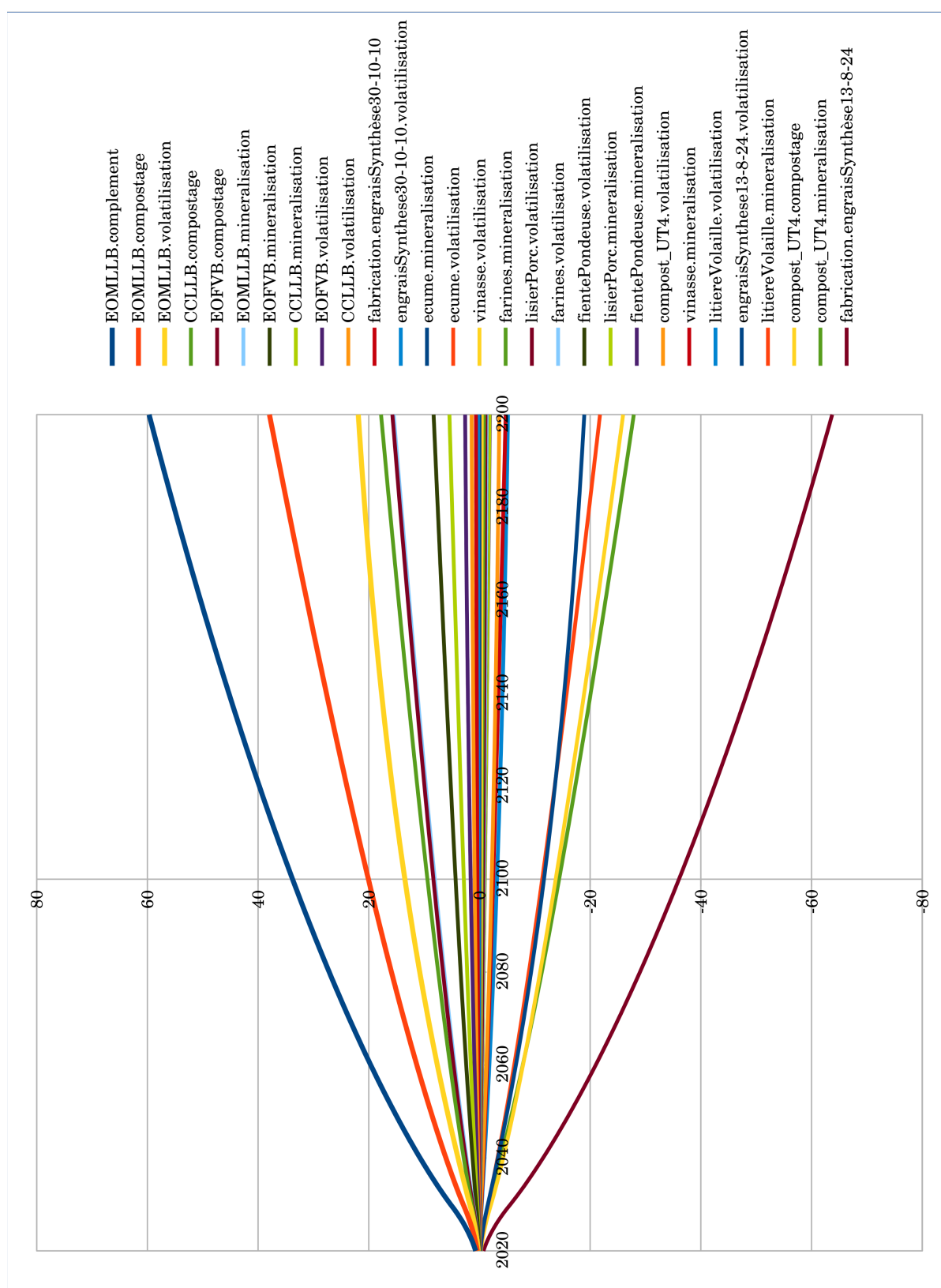


FIGURE 9.21 – **Potentiel de réchauffement absolu (AGWP)** des sources d'émissions par produit depuis la première année de simulation jusqu'à +200 ans. Les contributions sont exprimées en pourcentage du potentiel de réchauffement total évité à l'horizon 2100. Les contributions des processus induits sont comptabilisées positivement, et inversement, les contributions des processus évités sont comptabilisées négativement.

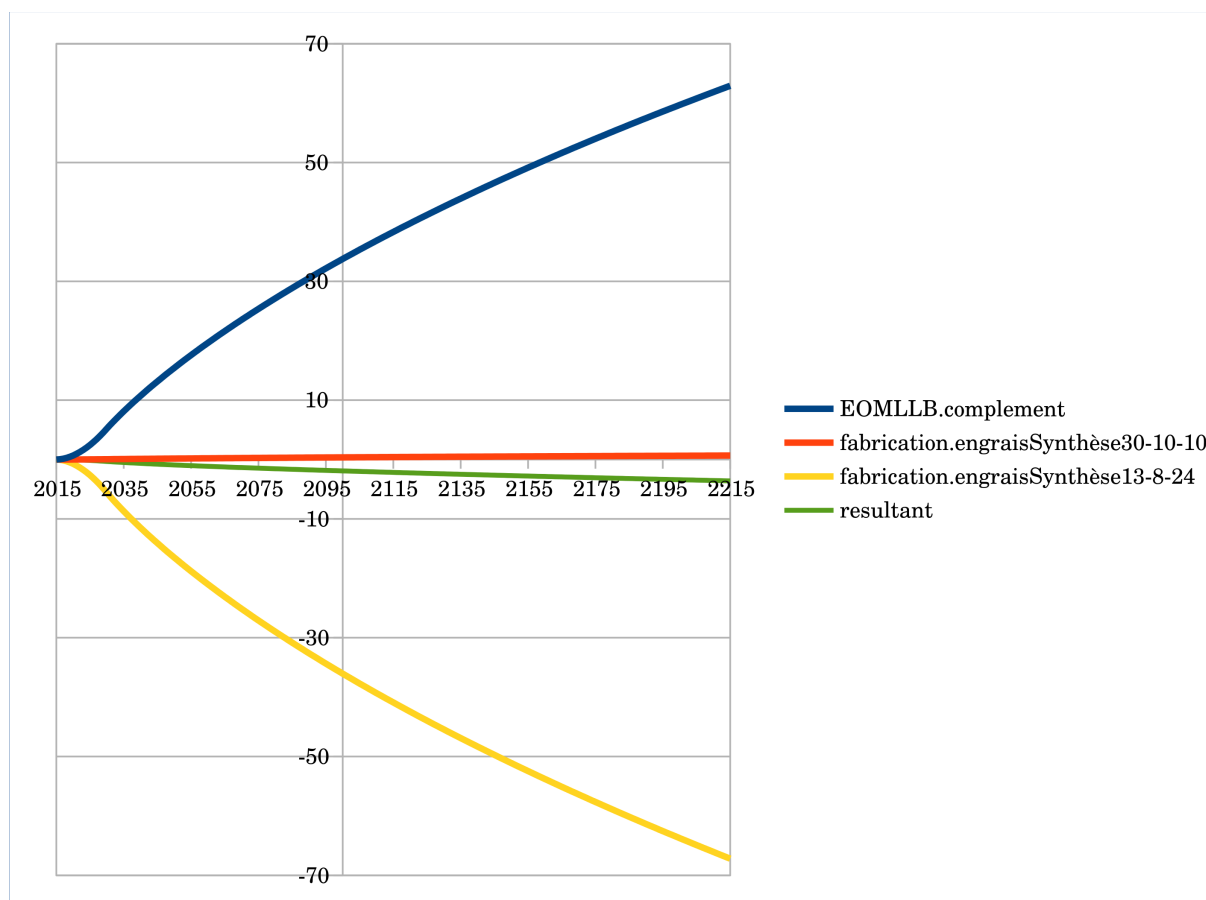


FIGURE 9.22 – Contribution au potentiel de réchauffement absolu (AGWP) des engrais de synthèse depuis la première année de simulation jusqu'à +200 ans. Les contributions sont exprimées en pourcentage du potentiel de réchauffement total évité à l'horizon 2100. Les contributions des processus induits sont comptabilisées positivement, et inversement, les contributions des processus évités sont comptabilisées négativement.

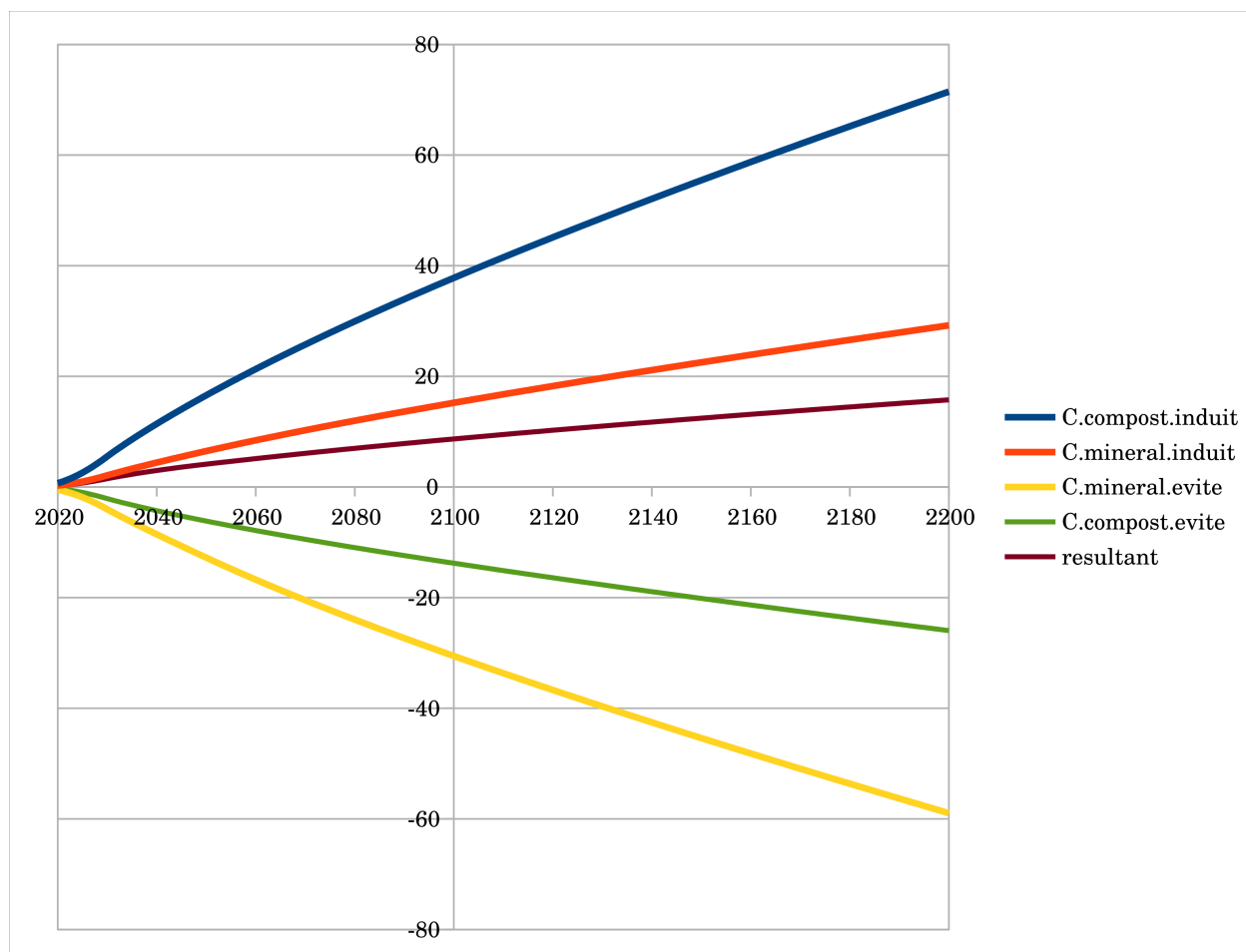


FIGURE 9.23 – **AGWP** des émissions de carbone d'origine biogénique depuis la première année de simulation jusqu'à +200 ans. Les contributions sont exprimées en pourcentage du potentiel de réchauffement total évité à l'horizon 2100. Les contributions des processus induits sont comptabilisées positivement, et inversement, les contributions des processus évités sont comptabilisées négativement.

À l'horizon 2100, l'impact des processus de compostage induits (38%) est largement supérieur à l'évitement des processus de compostage (-14%). On observe l'effet inverse pour la minéralisation : 15% induit comparé à -30% évité.

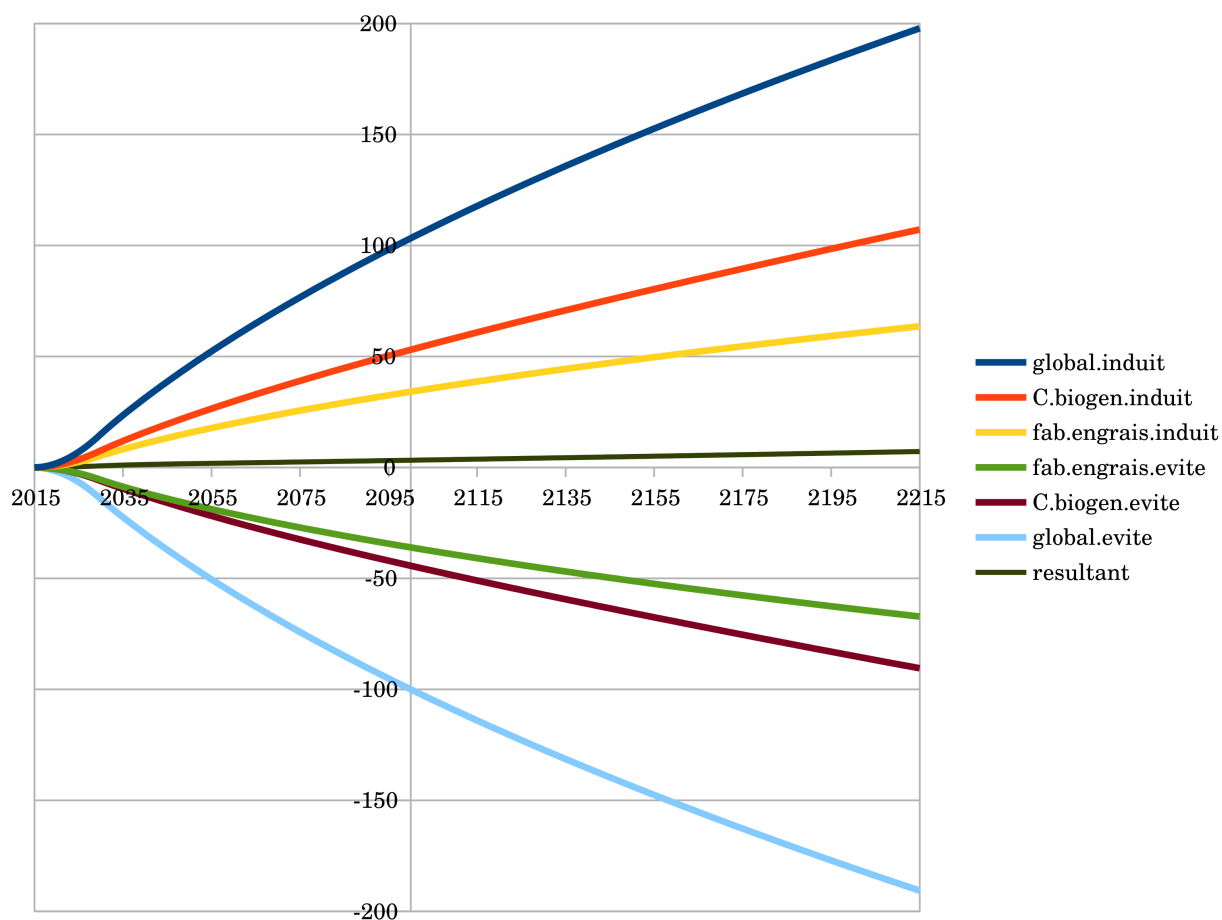


FIGURE 9.24 – AGWP de l'ensemble du système comparatif considéré, toutes émissions de GES confondues, depuis la première année de simulation jusqu'à +200 ans. Les contributions sont exprimées en pourcentage du potentiel de réchauffement total évité à l'horizon 2100. Les contributions des processus induits sont comptabilisées positivement, et inversement, les contributions des processus évités sont comptabilisées négativement.

paysagers : ces postes d'émissions sont significatifs dans les sources d'évitement d'impact.

Dans cette analyse, les processus les plus contributeurs sont les mêmes que pour l'analyse absolue, c'est à dire les émissions dues à la complémentation minérale de **EOMLLB**, le compostage du **CCLLB** dont **EOMLLB** est composé à 58% et la volatilisation d'azote après épandage.

Les circuits permettent de réduire drastiquement les émissions dues à l'utilisation d'engrais sur canne et maraîchage et représentent 36% de l'impact évité d'ici à 2100. La mise en œuvre des circuits engendrerait une augmentation de l'usage d'engrais de synthèse sur des prairies, pour une contribution positive inférieure à 1%. La complémentation minérale de **EOMLLB** (42% massique) alourdirait le bilan de +33%. La résultante de la contribution à l'horizon 2100 concernant les engrais minéraux serait de -2%.

Dans cette perspective comparative, la contribution des émissions d'origine biogénique représente +53% de l'impact, dont 38% dus au compostage et 15% dus à la minéralisation après apport au sol des matières organiques (toutes confondues). Le détournement de broyat de déchets verts pour la formulation du **CCLLB** et **CCFVB** permettrait de réduire la minéralisation du carbone organique au compostage (-14%) et après apport au sol des autres **PRO** (-30%), soit un évitement de l'impact à l'horizon 2100 de 44%.

La part relative de la complémentation minérale et de la fabrication des engrais diminue avec le temps mais reste prépondérante même à un horizon de +200 ans, par rapport aux processus essentiellement émetteurs de CO<sub>2</sub> d'origine biogénique (compostage...).

Dans cette analyse de la contribution comparative au changement climatique du scénario "optimal" de **SIT** (par rapport aux changements opérés vis à vis du scénario tendanciel), il apparaît que la résultante des changements structurels dans le métabolisme territorial impacterait plus le climat que les conséquences que ces changements permettraient d'éviter : soit une augmentation de l'impact d'environ 3% (voir figure 9.24).

Au regard des nombreuses incertitudes et approximations qui ont été formulées, tant au niveau industriel, notamment quant aux processus que nous avons estimés de manière linéaire aux sorties logistiques de UPUTUC ; qu'au niveau biophysique, notamment quant aux modèles d'émission de N<sub>2</sub>O et de minéralisation des matières organiques apportées sur les sols, l'ordre de grandeur de cette résultante ne permet pas d'affirmer que la contribution comparative est significative.

## Conclusion de l'étude de cas

L'objectif de cette partie était d'illustrer l'application de la méthode d'évaluation environnementale présentée dans le chapitre 4.

Ce cas d'étude est donc à la fois structurant et illustratif : structurant pour avoir servi de support au développement de la méthode et illustratif, tel que présenté dans cette II<sup>e</sup> partie.

La méthode, qui a pour but de mener à l'estimation des conséquences environnementales à considérer dans une SIT facilitée, consiste en trois étapes (voire figure 4.7) :

1. identification de phénomènes d'intérêt ;
2. conception d'indicateurs révélateurs des types d'indications environnementales afférents aux phénomènes d'intérêts ;
3. constitution de modèles de données spécifiques aux indications environnementales, permettant d'estimer les conséquences environnementales à considérer dans le cadre du projet.

Après avoir présenté le projet GIROVAR, support à notre travail (chapitre 5), nous avons illustré l'application de chacune des étapes :

**étape 1 :** chapitre 6, aboutissant à l'identification de neuf phénomènes environnementaux d'intérêt ;

**étape 2 :** chapitre 7, décrivant pour les phénomènes d'intérêt les types d'indications et indicateurs envisageables ;

**étape 3 :** chapitres 8 et 9, estimant respectivement les contributions absolue et comparative au changement climatique.

## Identification des phénomènes d'intérêt

Dans le chapitre 6 nous avons illustré l'application de la première étape de la méthode en identifiant les phénomènes environnementaux d'intérêt pour le projet. Se référant à la base logique (section 3.2) et à partir d'une description approximative des circuits envisagés dans le cadre de la SIT, l'équipe technique a identifié des conséquences environnementales plausibles dans les trois environnements.

Ces phénomènes environnementaux ont été validés dans des ateliers techniques impliquant des représentants des acteurs (agriculteurs, riverains...). Parmi quatorze phénomènes environnementaux préalablement identifiés, neuf phénomènes ont été identifiés d'intérêt. Nous avons pu observer au cours de ces ateliers une appropriation de la sélection de ces critères par des raisonnements intersubjectifs (section 6.1), comme par exemple pour l'impact olfactif où des représentants d'agriculteurs identifiaient la différence de perception des nuisances olfactives entre eux et des riverains. Une fois les phénomènes d'intérêt identifiés, l'étape suivante a consisté à concevoir les indicateurs afférents.

## Conception des indicateurs

Chaque phénomène peut être envisagé de différentes manières. Aussi a-t-il été nécessaire de clarifier les types d'indications à renseigner, qui relèvent d'un intérêt pour les acteurs ou différents groupes d'acteurs. Ce questionnement sur les types d'indications, qui portait initialement sur certains phénomènes d'intérêt, comme l'impact olfactif ou la fertilité, nous a permis de proposer une typologie d'indications (section 4.2.2 que nous avons appliquée à chaque phénomène d'intérêt (section 7) et permettant de mettre en évidence des types d'indications spécifiques à chaque phénomène d'intérêt et des indicateurs de nature spécifique.

Le choix des indicateurs est transparent et discuté au regard des phénomènes à représenter ; des typologies d'indication identifiées ; sur les connaissances des mécanismes biophysiques mis en œuvre et dans le contexte territorial. Ce choix d'indicateurs est nécessairement subjectif et donc discutable, notamment par les acteurs qui sont les principaux intéressés.

Le choix des indicateurs repose également sur les connaissances des mécanismes biophysiques et des milieux environnant. Ceux-ci étant susceptibles d'évoluer, le choix des indicateurs est également susceptible d'évoluer.

## Estimation de la contribution au changement climatique

Afin d'illustrer la troisième étape de la méthode, à savoir l'estimation des conséquences environnementales à fournir aux acteurs de la SIT, dans le cadre de cette thèse nous avons choisi de nous focaliser sur l'estimation de la contribution au changement climatique, dans la mesure où, pour ce même phénomène d'intérêt, deux indications ont été identifiées et ont été quantifiées dans la même unité du forçage radiatif.

Ce choix a permis d'appliquer la méthode pour deux indications d'intérêt relatives au même phénomène environnemental, et a ainsi permis d'illustrer les similitudes et différences quant aux modèles de données afférents. Ces derniers ont par ailleurs nécessité d'envisager, sélectionner et coupler des mécanismes biophysiques et des processus industriels, locaux et globaux, et les contraintes liées au caractère explicite de leur temporalité (4<sup>e</sup> élément clé de représentation de conséquences environnementales, voir section 3.1.3), tant pour les émissions que leur conséquence dans le temps. Nous synthétisons la structure du couplage sur la figure 9.25.

Notons cependant que d'autres conséquences environnementales, relatives aux phénomènes d'intérêt présentés ici, ont été estimées et présentées par ailleurs [230, 228].

**L'analyse absolue** met d'abord en évidence que les processus industriels et biophysiques directement engendrés dans le cadre des circuits de la SIT sont tous émetteurs de GES et donc, dans l'absolu, la SIT contribue au dérèglement climatique.

Le compostage, dont le but est de stabiliser la matière organique et de concentrer les minéraux, est la principale source de contribution et représente 42% de la contribution à l'horizon 2100. La complémentation minérale de EOMLLB est la deuxième

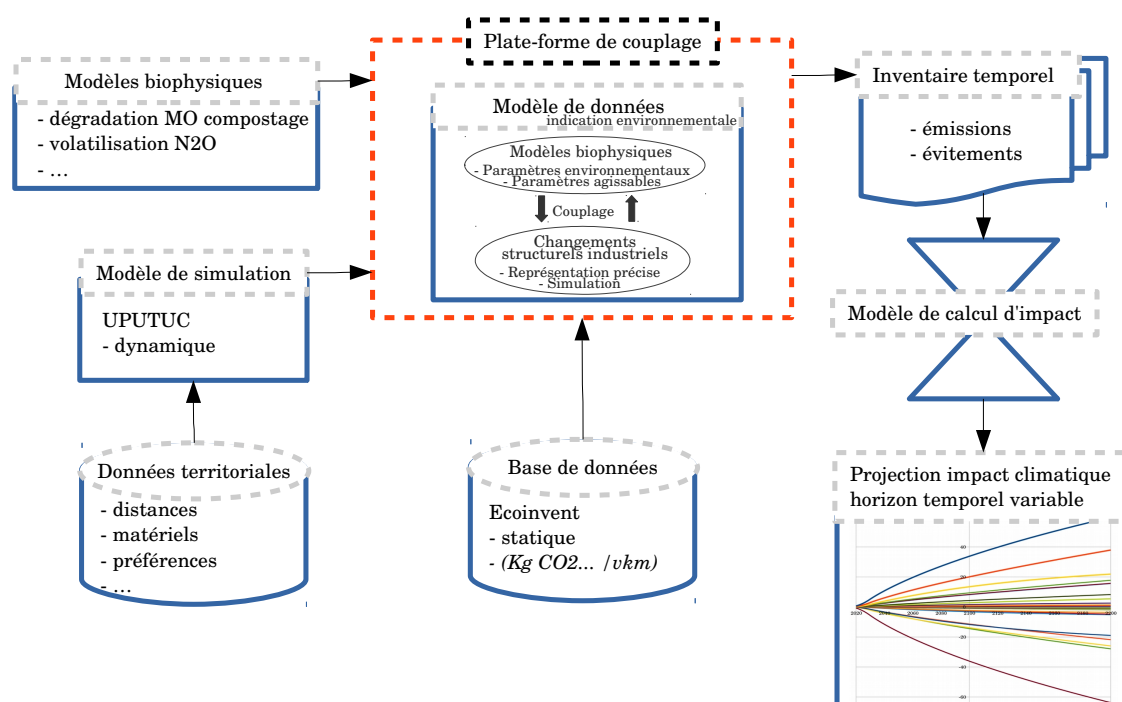


FIGURE 9.25 – Représentation schématique de la structuration des outils pour l'estimation de la contribution au changement climatique. La plate-forme de couplage est un élément technique qui est piloté par le modèle de données. Le modèle de données, qui est relatif à l'indication (absolue ou comparative), décrit les informations et modèles à coupler.



source en contribuant à hauteur de 34%. La volatilisation est la troisième source de contribution avec 16%.

L'**EOMLLB**, qui représente plus de 60% des produits de la **SIT** (voir figure 5.10), est le produit le plus impactant : il pèse à lui seul 75% de l'impact, dont plus de 95% dû à la complémentation minérale (45%, dont 33% dû à l'engrais azoté), le compostage (30%) et la volatilisation directe et indirecte de  $N_2O$  après application au champ (21%). Les processus de transport, de manutention, d'immobilisation etc. sont négligeables (3%).

**L'analyse comparative** qui met en confrontation les sources de contribution qui seraient induites au regard de celles évitées, dans le cadre de la mise en place des circuits de la **SIT**, rend compte d'une résultante globale d'environ +3%<sup>8</sup>, ce qui signifie que la mise en œuvre de la **SIT** serait *a priori* plus dommageable vis à vis du changement climatique que sa non mise en œuvre.

Au regard des nombreuses incertitudes et approximations qui ont été formulées, tant au niveau industriel, notamment quant aux processus que nous avons estimés de manière linéaire aux sorties logistiques de UPUTUC ; qu'au niveau biophysique, par exemple quant aux modèles d'émission de  $N_2O$  et de minéralisation des matières organiques apportées sur les sols, l'ordre de grandeur de cette résultante ne permet pas d'affirmer que la contribution comparative est significative.

La mise en œuvre des circuits permettrait de réduire fortement l'impact dû à la fabrication d'engrais de synthèse (−36%). La mise en œuvre des circuits engendrerait néanmoins une légère augmentation de l'utilisation d'engrais sur les prairies (<1% d'impact) et un recours massif à des compléments minéraux pour **EOMLLB** (+33% d'impact), résultant à une légère diminution de l'impact global à l'horizon 2100 (−2%).

Les processus d'émission de  $CO_2$  d'origine biogénique sont clés dans le bilan de contribution au changement climatique de la **SIT**. Dans la perspective comparative, ces émissions induites contribuent à hauteur de +53% (38% compostage et 15% minéralisation), alors que les émissions évitées contribuent à réduire le bilan (−44% : −14% compostage et −30% minéralisation, voir figure 9.24). Le bilan d'impact résultant des émissions d'origine biogénique est alors de +9%.

---

8. Rappelons que nous parlons ici en pourcentage de l'impact évité à l'horizon 2100 en valeur absolue : ce qui est induit est compté positivement et ce qui est évité est compté négativement. Dans le cas présent le total induit est de +103% et le total évité est de −100%.



# Troisième partie

## Discussion & conclusions



# Chapitre 10

## Discussion

### Sommaire

<b>10.1 Réponses méthodologiques apportées</b>	<b>173</b>
<b>10.2 L'identification et la représentation des phénomènes environnementaux</b>	<b>180</b>
<b>10.3 Conception des indicateurs</b>	<b>185</b>
<b>10.4 Estimation de la contribution au changement climatique</b>	<b>188</b>

### 10.1 Réponses méthodologiques apportées

Les recherches en écologie industrielle entreprises essentiellement depuis les années 1990 ont évoluées dans deux directions principales : l'analyse d'organisations industrielles et l'évaluation environnementale des systèmes de production dans l'idée de leur dématérialisation-décarbonisation. [74].

L'idée de **SIT** appartient au premier volet et repose sur l'hypothèse que l'opération de changements structurels maximisant le recyclage de déchets permet de réduire les impacts environnementaux de nos sociétés industrielles.

La vérification de cette hypothèse, c'est à dire l'évaluation des conséquences environnementales des changements structurels induits, repose essentiellement sur des méthodes normatives dont l'**ACV** [180, 152].

Le recours à l'**ACV**, standardisée, et des outils afférents, est présenté comme une évidence au point que ses fondements méthodologiques sont peu discutés pour l'application à toutes sortes de systèmes industriels de natures différentes dont les symbioses industrielles, qui deviennent des cas d'études appelant, ou présentant éventuellement à leur tour, des développements applicatifs de l'**ACV**.

Bien qu'isolément, un produit ne puisse être détaché du temps qui s'écoule, globalement toutes les étapes des cycles de vie des produits peuvent être partout et nulle part [108].

Pour tenter néanmoins de relier des problématiques environnementales à des systèmes de produits en tenant compte de ces difficultés à situer dans le temps et dans l'espace diverses étapes de cycles de vie de produits, autrement dit l'émission

de substances diverses et dans des milieux différents et à tous moments, des propositions de deux ordres ont été formulées.

**La première** est méthodologique et consiste à linéariser une problématique environnementale pour la lier au système de produit. Cette linéarisation est nécessaire dans le cadre de l'**ACV** pour que le flux de référence, au travers de l'unité fonctionnelle (**UF**), puisse être additif. Cette linéarisation implique l'identification de listes prédéfinies d'indicateurs environnementaux [111].

**La deuxième** plus philosophique, est intimement liée à la première : elle consiste à juger de l'importance de certains critères environnementaux à considérer dans l'évaluation environnementale [116]. L'environnement adressé doit être *légitimé* et *rationnel* : le choix des critères environnementaux est légitimé par l'*expertise* et rationalisé dans une approche *positiviste* qui cherche à *objectiver* des problèmes environnementaux.

Les caractéristiques de **SIT** facilitées (“**FRIS**” dans les sections en anglais), ou *contraintes*, en vue de leur évaluation environnementale, diffèrent de celles des produits :

- La littérature relative à l'**EIT** en France, et d'autres appellations en Europe [25], met en ce sens en avant l'importance d'une dimension sociale. Cette dimension sociale est prépondérante dans la mise en œuvre de synergies industrielles : les acteurs des synergies, premiers intéressés, adhèrent à un projet de **SIT** selon leur “modèle de décision” intégrant notamment des informations environnementales [24].
- Une **SIT** a pour but de modifier structurellement le métabolisme territorial et s'inscrit dans le temps et dans l'espace.

Pour correspondre à ces caractéristiques, nous avons mis en évidence en introduction de cette thèse qu'une méthode d'évaluation environnementale de projets de **SIT** doit permettre de :

1. formuler des critères d'évaluation environnementale qui puissent être accessibles et avoir du sens pour un ensemble d'acteurs d'un projet particulier, tenant compte de conceptions individuelles de l'environnement susceptibles d'être divergentes ;
2. rendre compte de l'efficacité environnementale *a priori* d'un projet de **SIT** tout en rendant compte des caractéristiques temporelles et spatiales des changements structurels induits dans le métabolisme territorial.

Dans cette section nous discutons de la manière dont le cadre méthodologique que nous proposons permet de répondre de ces contraintes des **SIT** facilitées et constitue une innovation en évaluation environnementale et plus généralement en **EIT**.

### 10.1.1 La question environnementale traitée du point de vue des acteurs

Dans un contexte d'évaluation environnementale, il est possible de présenter *a priori* tous critères comme étant d'intérêt et sans que ne soient nécessairement intégrées les diverses perspectives des acteurs concernés au regards des indications.

De même que cela avait été fait pour l'**ACV**, notamment avec le *Handbook on Life Cycle Assessment : Operational Guide to the ISO Standards* [108], il était donc nécessaire de **clarifier et justifier les fondements épistémologiques à la base de la conception des critères environnementaux permettant d'intégrer cette dimension sociale**.

En écologie industrielle<sup>1</sup> les impacts environnementaux ont été historiquement abordés par la constatation, l'observation de problèmes à une échelle globale, dans une démarche positiviste : “ce qui est vrai et doit être évalué” [175]. Cette constatation relate à la fois de limites et problèmes auxquels la société peut être confrontée par l'usage qu'elle en a (ressources, santé humaine) ou l'importance qu'elle y accorde (écosystèmes, biodiversité). L'environnement en écologie industrielle est alors conçu de manière hybride techno-écocentrée.

Grâce à l'enseignement des sciences humaines [221] et comme nous l'avons montré dans le chapitre 2, cette conception est intrinsèquement expansive et complexifiante, indépendamment de la perception de l'environnement par des individus à qui les indications environnementales sont destinées [151, 62].

→ **La base logique** que nous avons décrite (chapitre 3) repose sur une conception anthropocentrée de l'environnement, plus à même d'englober des perceptions d'acteurs individuels [221]. Dans cette conception on ne cherche donc plus à considérer des faits (positivisme) mais des préférences par rapport à des représentations multiples (post-positivisme [175]), qui sont donc subjectives (non plus “objectives”).

De cette conception repose des *éléments clés* de la *perception de conséquences environnementales* au travers de disciplines qui conçoivent les relations entre entités anthropiques et environnement. Ces éléments clés sont :

1. les changements d'objets physiques et milieux qui affectent les acteurs ;
2. la fonctionnalité de la relation objet-sujet ;
3. la proximité de la relation objet-sujet ;
4. la futurité, c'est à dire la considération temporelle des conséquences.

De ces éléments clés nous avons décrit trois environnements qui constituent la base logique, clarifiant les fondements épistémologiques pour considérer les conséquences environnementales dans le cadre d'une facilitation de **SIT** :

1. l'environnement des habitants ;
2. l'environnement métabolique ;
3. l'environnement global.

Cette base logique permet de contenir l'expansivité et la complexification de critères environnementaux, ou plutôt d'éviter leur considération, tout en intégrant la complexité autour de la notion d'environnement.

Aucune méthode d'évaluation environnementale de **SIT**, proposée dans la littérature, ne considère comme préalable que les critères d'évaluation environnementale, ainsi que les types d'indications fournies, coïncident avec le modèle de décision

1. Dans son sens premier, voir encadré 1 page 2

des acteurs<sup>2</sup>. Par conséquent, il était nécessaire de **considérer au préalable l’ambiguïté de l’environnement**, afin que les critères environnementaux sélectionnés soient intelligibles et communément partagés par l’ensemble des acteurs, habitants et citoyens.

→ **Les phases 1 et 2** de la méthode répondent à ce positionnement méthodologique :

La phase 1 reprend la base logique précédemment décrite pour identifier, au préalable de l’évaluation, des phénomènes environnementaux pour le projet. Grâce à des ateliers impliquant des acteurs de la **SIT**, certains de ces phénomènes ont été retenus comme étant d’intérêt et aucun autre n’a été ajouté à la liste.

La phase 2 a pour but de concevoir les indicateurs relatifs aux phénomènes d’intérêt. Notre méthode propose de clarifier les types d’indications : chaque phénomène d’intérêt peut être indépendamment décrit de manière qualitative ou quantitative, informant dans l’absolu quant aux processus envisagés dans un scénario de **SIT**, ou comparativement à un scénario tendanciel.

Notre méthode permet ainsi de considérer l’ambiguïté (c.-à-d. l’absence d’éléments permettant de définir des frontières [151]) de l’environnement dans la conception des critères environnementaux et indicateurs afférents.

D’autres approches visant à définir des critères de durabilités pour des filières particulières avaient été initiées (ex. le projet EVAD pour l’aquaculture [202]). Comme nous l’avons vu (Introduction, page 5), ces approches sectorielles n’ont pas pour but de couvrir des conséquences liées à des changements structurels liés à des acteurs et secteurs industriels divers, couvrant un panel de conséquences environnementales suffisamment exhaustif vis à vis d’un projet de **SIT** facilité. Ces approches ont néanmoins pu être testées et validées jusqu’à l’évaluation avec les acteurs impliqués. Or, contrairement à ces autres approches sectorielles, la finalité du projet **GIROVAR** n’était pas le développement de cette méthode d’évaluation environnementale. Celui-ci a par conséquent pu se clôturer indépendamment de la finalisation de notre méthode.

En effet, bien que cette méthode soit nouvelle dans le paysage de l’écologie industrielle, sa validation a pu être faite avec la participation des acteurs jusqu’à l’identification des phénomènes d’intérêt. Il serait donc nécessaire de poursuivre ce processus de validation des critères en analysant leur considération au travers de l’évaluation environnementale du projet par les acteurs<sup>3</sup>.

Cette étape d’expérimentation est d’autant plus importante qu’elle doit pouvoir permettre de confronter l’importance relative entre critères pour différents acteurs.

### 10.1.2 Le système et sa performance

En **ACV** on conçoit la performance environnementale d’un *système de produit* au travers de son service rendu rapporté à une **UF**. La façon de rendre compte de la

---

2. Voir page 4

3. Rappelons que l’objectif de notre méthode est d’estimer les conséquences du projet, afin que celui-ci puisse être évalué par les acteurs au regard des informations fournies.



“performance environnementale d’une **SIT**” n’est cependant pas clairement définie. Dans COMETHE [180] l’**ACV** est présentée comme outil d’évaluation environnementale pour des projets de **SIT**, mais la façon dont celle-ci doit être appliquée n’est pas explicitée. D’autres auteurs parlent des “performances environnementales” de symbioses industrielles (ex. [150, 149]) mais font pour cela référence aux mêmes éléments méthodologiques que l’**ACV**, à savoir l’**UF** et des critères environnementaux génériques indépendants du système. . .

Il ne faut bien sûr pas occulter la performance de **SIT** à chercher à contribuer à des efforts de réductions de problématiques environnementales à des échelles régionales ou plus grandes. Cependant, l’objectif premier recherché d’un projet de **SIT** ce sont les changements que la **SIT** est susceptible d’opérer dans le métabolisme industriel territorial. En d’autres termes, la performance d’une **SIT** est sa mise en œuvre, considérant notamment la dimension sociale que cette entreprise requiert [25].

**La première limite** de l’**ACV** est que la performance en termes de changements structurels opérés ou envisagés sur plusieurs années est occultée [150]. La critique de l’analyse environnementale qui en découle est alors similaire à celle que Laratte *et al.* [131] présentent quant au **cumul des effets sur plusieurs années**, c’est à dire que les conséquences environnementales d’une **SIT** sont consécutives **de processus pluriannuels** et non simplement d’une année.

**La deuxième limite** a trait au recours à la fonctionnalité vis à vis de la question des déchets et des co-produits. En effet, un des objectifs d’une **SIT** s’intéressant à la gestion des déchets est de modifier structurellement le métabolisme territorial par la valorisation de ces déchets ou co-produits. La mise en œuvre d’une **SIT** détourne donc les usages de ces produits résiduels, ces produits résiduels pouvant être par ailleurs utiles d’un point de vue fonctionnel, par exemple comme engrais ou amendement organique.

Alors que la fonction principale de la **SIT** pourrait être la gestion des produits résiduels dans le cadre d’un scénario particulier, la “co-fonctionnalité” des produits résiduels peut également être considérée en étendant les frontières du système avec la substitution de leurs usages par ailleurs [4, 150]. Cette substitution peut être celle d’un processus ou d’un ensemble de processus (*ibid.*).

Cette extension au système lui soustrait la contribution à l’impact du processus substitué. Par exemple, la production de biogaz pour produire de l’électricité évite par exemple la combustion de charbon et donc les émissions de CO<sub>2</sub> consécutives à la combustion du charbon : le potentiel d’impact du système de production de biogaz est débité de celui de la combustion du charbon qui aurait pu avoir lieu par ailleurs. Cette approche, utilisée pour considérer la valorisation de co-produits, peut engendrer des résultats incohérents si aucune distinction n’est faite entre des processus d’absorption d’une part et l’évitement d’émissions d’autre part [30]. Dans le cas du biogaz substituant la combustion de charbon, le système biogaz pourrait conduire à réduire l’impact climatique, quand bien même celui-ci pourrait être émetteur de **GES**.

→ **La phase 3** de la méthode apporte une réponse à cette problématique de performance avec le concept de modèle de données. Nous avons en effet défini

le concept de modèle de données (section 4.3) comme étant l’organisation des “processus” de pressions, industriels et biophysiques liés aux changements industriels engendrés, **directs** et **indirects**, **induits** et **évités**, en fonction de l’objectif qu’est l’indication environnementale fournie au travers de l’indicateur.

Dans cette définition, le modèle de données intègre des informations biophysiques et industrielles, pour chaque indication environnementale et en adéquation avec les connaissances biophysiques du territoire, et permet d’informer d’une conséquence environnementale particulière. Cette approche est différente de celle employée en ACV où les mécanismes biophysiques considérés sont invariants quel que soit le territoire d’occurrence.

L’information, en termes de conséquences environnementales, est délivrée pour un scénario donné, c’est à dire qu’on ne va pas chercher à estimer une conséquence environnementale d’un scénario tendanciel et la comparer à un scénario de SIT (ici “optimal”), mais les informations environnementales sont relatives au scénario alternatif, puisqu’il s’agit d’informer des conséquences de celui-ci, c’est à dire, si on mettait en œuvre la SIT.

Pour le scénario de SIT, la distinction entre *indication comparative* et *indication absolue*, permet de clarifier la comptabilisation des processus évités vis à vis des processus induits et de comparer les évitements indépendamment d’une conséquence dans l’absolu.

L’extension du système de produit en ACV devient alors un concept inopérant dans le modèle de données pour l’évaluation environnementale de SIT. Ici encore la proposition méthodologique est différente des ACV.

Cette approche, dans la façon de concevoir et estimer la performance environnementale d’un projet de SIT, est donc un changement clair par rapport à la méthode d’ACV (voir figure 10.1) où le système de produit quantifie le flux de référence rapporté au service rendu, indépendamment :

- des critères environnementaux et informations de nature environnementales jugés d’intérêt,
- de la nécessité éventuelle de représenter explicitement et temporellement les changements structurels dans le métabolisme industriel territorial.

L’estimation de chaque conséquence environnementale au moyen de modèles de données différents constitue cependant aujourd’hui une limite en termes d’applicabilité de la méthode, de manière *ad hoc* à des projets d’envergure relativement réduite. En effet, pour certains phénomènes d’intérêt, comme la contribution au changement climatique, la conception des modèles de données est une tâche complexe.

- Au niveau biophysique, quant au choix des indicateurs et des modèles : le choix des indicateurs peut représenter un biais sémantique quant aux phénomènes d’intérêt et, au delà d’être une représentation imparfaite de la réalité, les modèles biophysiques sont accompagnés d’incertitudes.
- Au niveau industriel, quant aux changements dans le métabolisme territorial : leur modélisation et la calibration de modèles complexes, tels que des modèles multi-agents, pour estimer ces changements dans le temps et avec un degré de confiance relativement élevé, nécessite des compétences avancées en termes de modélisation informatique. Cette difficulté est exacerbée dans le cadre

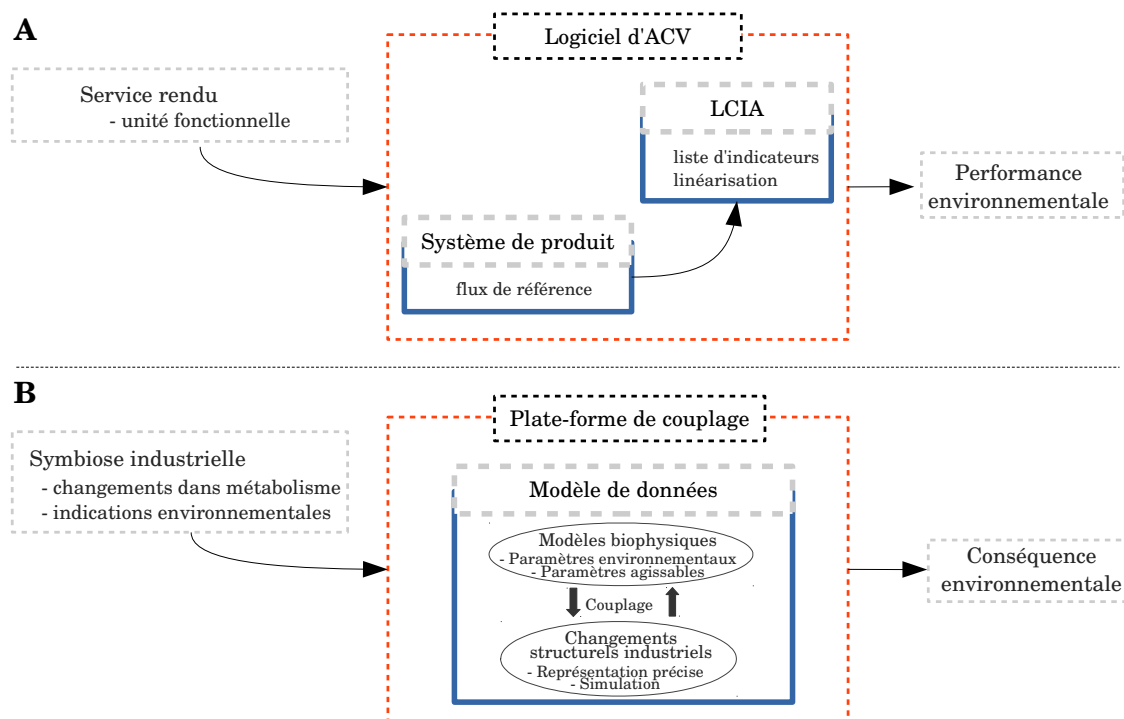


FIGURE 10.1 – Différences d'approche d'estimation de la performance environnementale entre la méthode d'ACV (**A**) et la méthode d'évaluation que nous avons présentée (**B**). En ACV le système est considéré uniquement au travers du service rendu rapporté à l'UF. Celle-ci permet de comparer les systèmes de produits en multipliant le flux de référence (c.-à-d. flux d'inventaire coefficienté pour que le système de produit satisfasse une UF) par les facteurs de caractérisation, correspondant aux impacts potentiels.

Dans notre méthode, le système est considéré au travers des changements structurels induits dans le métabolisme industriels, concomitamment aux indications environnementales. À chaque indication environnementale correspond un modèle de données qui permet d'informer d'une conséquence environnementale.

d’analyses comparatives où les changements sont issus d’une comparaison entre scénario tendanciel et scénario de **SIT**.

- Ces deux sources de difficulté sont à considérer concomitamment, c’est à dire que les incertitudes des modèles biophysiques et les changements industriels, doivent être combinés. Cette considération devient d’autant plus délicate pour des modèles de données *ad hoc* à des projets particuliers.

La méthode que nous proposons accorde donc un avantage certain en terme d’applicabilité à l’**ACV**. Le recours à des potentiels d’impact plutôt que l’estimation de conséquences, permet une certaine généricité du travail d’estimation.

## 10.2 L’identification et la représentation des phénomènes environnementaux

La méthode que nous proposons consiste à utiliser une base logique (figure 3.1), qui décrit trois environnements pour les acteurs, dans une démarche participative : 1) à partir d’une conception préliminaire de scénarios, 2) on identifie des pressions environnementales, 3) permettant d’imaginer (à partir de la base logique) des conséquences environnementales 4) qui sont validées avec les acteurs (voir figure 4.2).

Cette approche est générique, dans le sens où elle permet d’identifier des critères adaptés à chaque cas particulier de **SIT** et indépendamment de listes prédéfinies, comme c’est le cas en **ACV**, auxquelles on essaie de faire correspondre le cas d’étude. Notre méthode ne consiste donc pas à proposer une liste prédéfinie de critères environnementaux et d’indicateurs afférents à renseigner.

Dans ces méthodes génériques, les types d’indications sont choisis indépendamment du type d’information que les acteurs peuvent se représenter et qu’ils peuvent donc identifier d’intérêt. Ce détachement est nécessaire en **ACV** et en constitue un élément méthodologique essentiel : 1) une liste prédéfinie de critères environnementaux 2) estimables de manière quantitative afin de linéariser les problématiques environnementales 3) pour les rapporter à une **UF** (service rendu), ce qui permet de reproduire des analyses et de comparer des systèmes de manière générique [111, 224].

Ces approches ne sont néanmoins pas conçues pour accompagner des situations territoriales particulières nécessitant d’impliquer différents acteurs et de les inviter à considérer communément des conséquences environnementales du projet auquel ils pourraient adhérer.

Afin d’illustrer notre discussion sur la comparaison de méthodes d’évaluation environnement d’une **SIT**, nous proposons de voir dans quelle mesure certains critères identifiés dans notre cas d’étude sont, ou auraient été abordés, si nous avions eu recours à l’**ACV** et dans quelle mesure il aurait été possible de les estimer avec les outils actuels et l’approche méthodologique d’**ACV**. Pour ce faire, nous prendrons un critère de chacun des trois environnements :

- environnement métabolique : fertilité ;
- environnement de la population : nuisances olfactives ;
- environnement global : contribution au changement climatique.

### 10.2.1 La fertilité

La fertilité est une notion qui est apparue, dans et à travers le processus de production agricole, comme la mise en valeur du milieu (voir section 7.6). Elle ne constitue pas en soi une caractéristique biophysique du milieu, bien qu’il soit nécessaire d’avoir recours à des caractéristiques biophysiques pour estimer l’évolution d’un potentiel productif.

Si nous avons eu recours à l’ACV, nous aurions fait face à plusieurs problèmes concomitants que nous distinguons ici selon trois axes :

- la considération de la fertilité en ACV,
- l’inventaire des “pressions vers l’environnement”,
- les caractéristiques d’un système de produit.

Tout d’abord, si nous avons eu recours à l’ACV nous n’aurions pas considéré la fertilité comme critère d’évaluation de la SIT, simplement parce que dans des méthodes “standards” d’analyse d’impact en ACV, telles que RECIPE [101] ou LIME [122] (pour élargir le regard culturel), il n’y a pas d’impact “fertilité” (voir figures correspondantes dans le chapitre 2). On peut cependant remarquer que le panel de critères environnementaux de l’ACV a néanmoins été complété avec le *potentiel de production biotique* qui prend pour indicateur la variation du contenu de matière organique dans le sol [155]. Cependant les détails méthodologiques pour son estimation sont récentes [29, 160].

Pour ce critère environnemental, contrairement à un impact “classique” en ACV qui est engendré par l’émission (ou extraction) de flux, l’impact est envisagé ici au travers d’un usage qui constitue un processus de pression : l’usage du sol (“*land use*”) [29]<sup>4</sup>. Dans le cas présent, on cherche à lier le changement d’usage des sols (forêt, prairies, urbanisation...) à des services écosystémiques [129]. C’est la raison pour laquelle, au travers de cette approche, la fertilité ne constitue pas en soi une problématique environnementale.

La conception hybride techno-éco-centrée de l’environnement en ACV permet d’envisager de représenter des problématiques de diverses manières plus ou moins complexes (voir section 2). Ainsi, pour certains auteurs la fertilité représente un état intermédiaire entre l’usage des terres et une production potentielle de ressources, que l’on peut exprimer en variation de contenu de matière organique total dans le sol (0–30cm) [29]. Dans cette approche cherchant à caractériser la qualité du sol comme potentiel de production biotique, d’autres indicateurs sont envisagés tels que la compaction du sol [98].

Pour d’autres auteurs, la fertilité représente une des variables de la “qualité structurelle de l’écosystème” sol [2] (reproduit sur la figure 10.2). Dans cette vision, la fertilité n’est plus :

- antécédente mais complémentaire de la “production de biomasse”.
- précédée, mais complémentaire de la “structure du sol”, que les mêmes auteurs proposent d’exprimer soit par la teneur en matière organique total dans le sol, soit par la compaction du sol [2].

---

4. Rappelons ici que l’objectif au travers du développement de méthodes de calcul d’impact en ACV est de lier des problématiques environnementales générales et globales (*end-points*) à des pressions engendrées par des systèmes de produit [224].

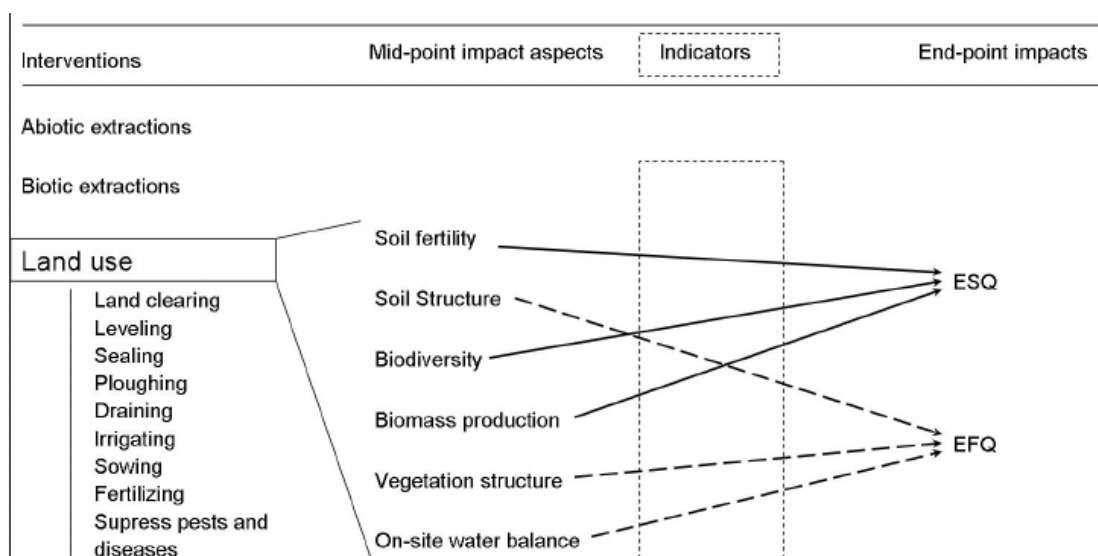


FIGURE 10.2 – Conception de la fertilité du sol selon Achten *et al.* [2, fig. 1] : consécutive de l’occupation du sol et comme composante de la qualité structurelle de l’écosystème sol. Cette conception est différente de celle proposée par Brandão *et al.* [29] qui placent la fertilité de manière intermédiaire entre la structure du sol et la production de biomasse, alors pour Achten *et al.* la fertilité est complémentaire de la production de biomasse et de la structure du sol.

Comme on vient de le voir, l’impact est envisagé de manière consécutive à un *usage des sols*. Concrètement, l’inventaire repose sur une caractérisation qualitative du milieu [29] :

- nature du couvert, type de culture,
- type de sol,
- type de climat,

permettant de définir un stock initial de carbone (0–30cm) et un facteur de caractérisation, exprimé en [kg C année m<sup>2</sup>], que l’on multiplie par la surface pour obtenir une variation de carbone à l’année.

Ce processus d’inventaire, centré sur l’usage des sols, ne concerne pas l’apport de matière organique par des **PRO**. À l’heure actuelle, ce flux “sortant” (du système industriel vers l’environnement) n’existe dans aucune méthode de calcul d’impact en **ACV**. Les caractéristiques des **PRO** qui pourraient être concernées par une catégorie d’impact en **ACV** sont l’azote (NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O), le carbone (CH<sub>4</sub>), le phosphore (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) et les **ETM** : l’azote et le phosphore pour l’impact *eutrophisation*, l’azote pour l’impact acidification, l’azote et le carbone pour l’impact changement climatique et les **ETM** pour l’écotoxicité terrestre.

Certains auteurs pensent qu’il est essentiel qu’un problème comme la perte de fertilité du sol puisse être attribuée à certains produits dans le but d’en informer le grand public, mais ils suggèrent que ce soit hors du cadre de l’**ACV** qu’ils jugent inadéquat pour cela, comparativement à d’autres outils d’information comme des éco-labels [224, 223].

### 10.2.2 Les nuisances olfactives

Les nuisances olfactives peuvent constituer un problème à un niveau très localisé mais elles commencent néanmoins à être considérées dans le cadre de l'**ACV**.

L'approche proposée par Marchand *et al.* [146] est calquée sur le principe de caractérisation, c'est à dire qu'à une quantité d'émission olfactive est affectée un coefficient d'impact équivalent à une dose journalière (en l'occurrence de benzène) sur une surface donnée.

Par cette approche quantitative on obtient un chiffre qui correspond à un niveau d'impact qui n'a pas de signification dans l'absolu et doit être envisagé comparativement entre différentes situations [146]. Il n'y a en effet pas de lien entre ce niveau absolu et des groupes de population (agriculteurs, riverains), dont on a vu qu'ils étaient susceptibles de présenter des sensibilités (seuils de détection et tolérance) différents. L'indicateur conçu dans le cadre de l'**ACV** est quantitatif et absolu, contrairement à l'indicateur qualitatif et comparatif identifié d'intérêt dans notre cas d'étude autour des zones d'épandage.

La considération de problématiques globales en **ACV** au travers de listes standards est un avantage permettant de s'affranchir d'une expertise environnementale (toxicologie, écologie...). Le cadre structurant générique normé de l'**ACV** indique bien que le choix des catégories d'impacts est subjectif et doit être transparent [121, 3] mais ce cadre structurant pour l'évaluation de produits, ne couvre pas la façon d'arbitrer la sélection et l'évaluation entre des critères qui concernent des échelles d'impact très différents. Et pour cause, l'**ACV** n'a pas été initialement développée pour estimer des impacts locaux. Cette tendance à décrire spatialement des impacts environnementaux dans le cadre de l'**ACV** est critiquée dans le sens elle dépasse le contexte applicatif pour lequel l'**ACV** a été élaborée : cette "hyper-régionalisation" (différentes de la "différenciation spatiale") complexifie l'interprétation des impacts et l'aide à la décision, pour lesquelles l'**ACV** a justement été conçue pour les faciliter [112].

### 10.2.3 La contribution au changement climatique

La contribution au changement climatique est estimée en **ACV** au moyen du **GWP**. Celui-ci est relatif à chaque **GES** et correspond au ratio du **AGWP** à 100 ans du **GES** sur l'**AGWP** à 100 ans du CO<sub>2</sub>.

Si nous avons estimé l'impact climatique de la **SIT** de cette manière, nous aurions obtenu l'efficience, au regard d'un potentiel à +100 ans, des processus d'émissions (voir figure 10.3) :

- soit en additionnant les processus sur toutes les années, ce qui ressemble à une présentation "classique" d'impact en **ACV** ;
- soit en faisant une moyenne annuelle, ce qui à notre connaissance n'a jamais été appliqué dans un cas d'étude réel ;
- soit en l'estimant pour chaque année. Cette dernière approche a été utilisée avec des modèles multi-agents, permettant d'estimer un potentiel d'impact annuel relatif à l'activité simulée des agents modélisés [52].

Ces approches, qui permettent d'estimer l'efficience relative entre des postes d'émissions, ne permet pas de rendre compte de l'impact au delà de la période



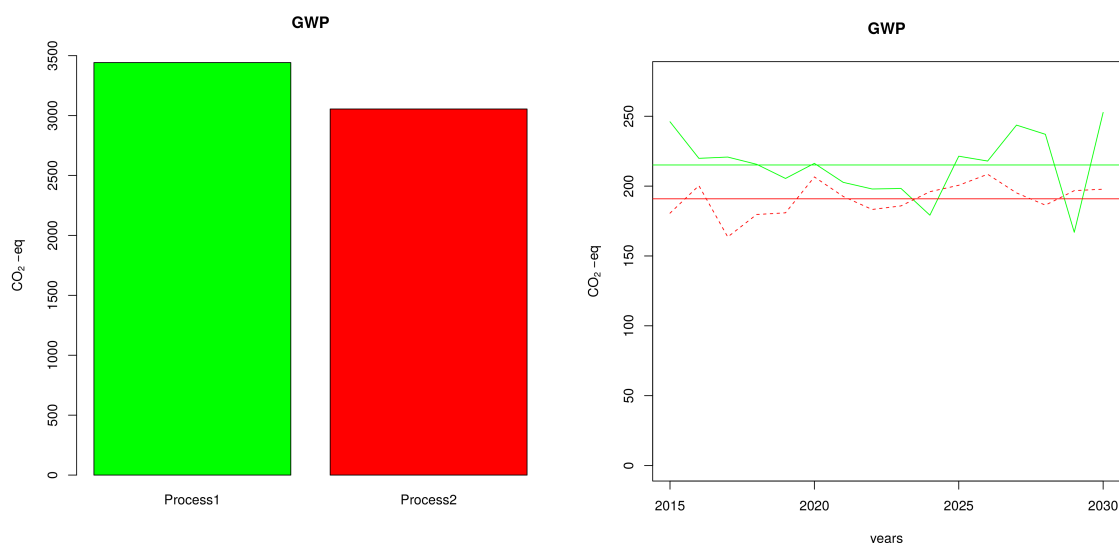


FIGURE 10.3 – Illustration schématique d’une approche classique d’estimation de la contribution au changement climatique avec le **GWP** utilisé comme indicateur en **ACV**. À gauche, l’addition des **CO<sub>2</sub>-eq.** sur un ensemble d’années ; à droite, l’estimation pour chaque année simulée et la moyenne annuelle.

*Repris de Dumoulin et al. [64].*

de simulation, puisque celles-ci se réfèrent à un horizon unique (100 ans) et non un horizon commun (ex. 2100) à toutes les émissions sur la période de simulation.

La considération de la temporalité en **ACV** prend cependant une importance grandissante. Des approches, tant pour la disposition d’inventaires temporels [16], que pour l’estimation temporelle de l’impact, ont été développées [140, 131]. Concernant l’estimation temporelle de l’impact, à notre connaissance, deux approches relativement proches de la nôtre ont été développées :

- La **première approche** concerne des systèmes de produit intégrant des **produits bio-sourcés** (ex. chaise en bois) [140]. Elle est justifiée notamment pour considérer la temporalité du carbone dans des produits bio-sourcés au travers des étapes du cycle de vie, au cours desquels du carbone est absorbé puis émis dans un laps de temps pouvant être de plusieurs dizaines d’années. Cette approche explicite la temporalité de la contribution du différentiel d’émissions. L’idée de cette estimation coïncide avec la contrainte de considération explicite de la temporalité de la conséquence environnementale.
- La **deuxième approche** s’intéresse à l’**effet cumulatif** d’un système de produit pluriannuel [131]. La contribution au changement climatique est quantifiée au regard du **GWP** et les effets cumulatifs sont alors considérés au regard des présences respectives des **GES** dans l’atmosphère vis à vis du CO<sub>2</sub>.

**Limite concernant la première approche :** Au travers d’une **SIT**, les changements dans le métabolisme territorial sont envisagés sur plusieurs années, sans nécessairement que cela ne concerne que la temporalité du “stockage” de carbone dans la biomasse. Autrement dit, dans le cadre d’une **SIT** il est



nécessaire de considérer l'effet cumulatif d'un système d'émissions plurianuel, qui est une caractéristique de la deuxième approche.

**Limite concernant la deuxième approche** : Afin de considérer la temporalité de la conséquence (ou *futurité* si on parle en termes de représentation temporelle de l'impact (conséquence) pour un individu, voir section 3.1.3) quant à la contribution au changement climatique, il est nécessaire de considérer un horizon temporel explicite et variable, commun pour toutes les émissions, c'est à dire qu'une émission de GES l'année N a une contribution résiduelle les années N+1 et suivantes.

L'approche que nous avons identifiée pour les SIT et pour laquelle nous avons proposé une structure pour l'estimation (voir figure 9.25), permet de combiner les avantages des deux approches précédemment citées et développées dans le cadre de l'ACV, tout en évitant leurs limites respectives.

## 10.3 Conception des indicateurs

### 10.3.1 La performance du GWP au regard du RF

Dans l'analyse absolue nous avons vu que les importances relatives, par rapport à la projection du RF et du GWP, entre les différents processus, différaient peu selon les horizons temporels considérés : jusque +200 ans après la première émission du système simulé sur une durée de 15 ans.

Dans la perspective de faire un premier *screening*, c'est à dire d'avoir simplement une idée des processus les plus impactants afin de focaliser de manière pertinente les efforts de raffinement de l'estimation des émissions, on peut s'interroger sur la pertinence d'avoir recours directement au RF temporel. Le graphique 10.4 permet d'illustrer cette question, avec les projections de AGWP<sup>σ</sup> du modèle de données de l'analyse absolue, aux horizons 2050, 2100 et 2200 pour une simulation de la SIT entre 2015 et 2030, ainsi que du GWP issu de l'agrégation temporelle des processus émetteurs de GES.

On peut y retrouver l'inflexion de l'importance relative des processus émetteurs de N<sub>2</sub>O qu'on avait pu observer préalablement sur les graphiques 8.8 et 8.9 au delà d'un horizon de 120 ans.

Cette accentuation est due à la nature des GES (et de leur demi-vie) émis dans les différents processus<sup>5</sup>. Le CO<sub>2</sub> en l'occurrence, essentiel contributeur du compostage et de la minéralisation de la matière organique apportée au sol, a une demi-vie globalement deux fois supérieure au N<sub>2</sub>O<sup>6</sup>, émis lors de l'élaboration de la complémentation azotée et issu de l'émission de N<sub>2</sub>O après apport des PRO au sol.

Dans le cas présent cette inflexion est relativement faible, d'une part parce que la fabrication d'engrais azotés émet également une part importante de CO<sub>2</sub> (en France,

5. Voir tableau annexe G.1 page 230 ; demi-vie qui entre dans la fonction d'abondance, voir équation 8.7.

6. Le GIEC s'accorde sur une demi-vie du N<sub>2</sub>O de 121 ans et pour la modélisation du CO<sub>2</sub>, établit quatre fractions, du même ordre de grandeur, attribuant respectivement des demi-vies allant d'environ 4 ans, 35 ans, 400 ans à l'infini (cf. tableau 8.15)

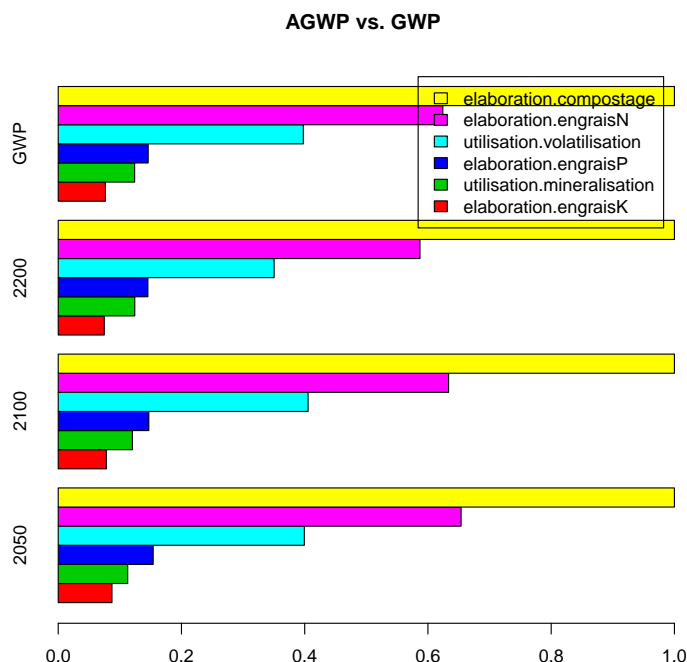


FIGURE 10.4 – Contribution des processus les plus impactants relativement au plus important d'entre eux, selon le **GWP** et **AGWP** estimé à différents horizons temporels (2050, 2100, 2200)

issu de la combustion de gaz naturel utilisé pour la synthèse des engrais azotés) qui reste globalement plus longtemps dans l'atmosphère, mais aussi parce que les horizons temporels sont relativement proches des demi-vies des **GES**.

Cette inflexion dans le temps serait d'autant plus grande pour des processus largement émetteurs de **GES** à courte durée de vie, comme le  $\text{CH}_4$ . Ce qui signifie que la durée de représentation du système industriel émetteur de **GES** joue un rôle dans cette inflexion : plus la dernière année d'émission est proche de l'horizon temporel d'impact (qui reste un choix subjectif), plus la contribution relative des **GES** à courte durée de présence dans l'atmosphère est importante.

Le présent cas d'étude est donc une occurrence particulière, amenant à une conclusion similaire entre **AGWP** et **GWP**. Cette conclusion ne peut en aucun cas être tenue pour généralité et l'utilisation *a priori*, sans justification, du **GWP** peut induire des erreurs d'appréciation.

Au regard de la complexité de l'estimation de **AGWP** en dynamique, la pertinence sur le plan "technique" d'un choix de l'indicateur **GWP**, ne peut donc se justifier que sur la base d'un compromis entre la représentation de la dimension temporelle des changements industriels estimés, la nature et la quantité des **GES** émis, et les horizons temporels d'impact climatique. Ou en d'autres termes, du nombre d'années qui séparent la dernière année d'émission (représentée) et l'horizon d'impact. À défaut, l'estimation de **AGWP** <sup>$\sigma$</sup>  dynamique reste donc *a priori* l'indicateur le plus juste au sens analytique pour estimer la conséquence climatique de systèmes industriels pluriannuels.

### 10.3.2 La correspondance des indicateurs avec les phénomènes d'intérêt

#### Correspondance sémantique

L'objectif dans la deuxième étape de la méthode est d'identifier des indicateurs qui représentent au plus juste les phénomènes d'intérêt, c'est à dire qui les expriment véritablement. Pour ce faire, nous avons proposé une structuration méthodologique

*questions → choix des types d'indications → caractéristiques → indicateurs*

Nous ne prétendons pas que cette structuration soit universelle, mais indicative, dans le sens où le choix des indicateurs peut être fortement influencé par les caractéristiques du phénomène, avant l'identification claire d'un type d'indication. Pour les cas où les deux étaient véritablement liés, nous avons fusionné les sections “caractéristiques et choix d'indicateurs” (ex. épuisement des ressources non renouvelables). L'idée de cette structuration générique est aussi de mettre en évidence que le choix du type d'indication est central avant de voir, dans les faits, comment il est possible de le renseigner.

Les indicateurs retenus dépendent effectivement en grande partie des connaissances des mécanismes biophysiques et de notre capacité à les représenter (voir figure 4.3). Pour certains indicateurs, la recherche de cette représentation au plus juste a été entravée par notre capacité limitée de représentation et nous avons dû identifier des indicateurs intermédiaires dans la chaîne d'impact :

- Pollution des plantes maraîchères : expression d'un risque d'accumulation vis à vis de seuils (ETM).
- Changement climatique : expression d'un potentiel de réchauffement, et non le réchauffement en lui-même.
- Pollution de l'eau : expression d'un risque de transfert au delà du sol, et non la variation de concentration en polluants.

#### Relation indicateur—phénomène d'intérêt

La correspondance indicateur–phénomène d'intérêt n'est pas nécessairement une relation 1 :1, c'est à dire que pour déduire des conclusions quant à un phénomène d'intérêt il peut être nécessaire d'avoir recours à plusieurs éléments. Nous l'avons illustré dans le chapitre 7, par exemple concernant la pollution des produits maraîchers avec la concentration de CTO dans les plantes et l'accumulation d'ETM dans le sol.

Cela constitue un changement dans la façon de concevoir les chaînes d'impacts environnementaux à des échelles territoriales, en contradiction avec la structuration générique par catégories *mid-point* et *end-point* en ACV. Dans le cadre même de l'ACV ces structures sont parfois perturbées pour des catégories particulières d'impact [? 129] ou des types d'inventaires particuliers [225].

Nous ne remettons cependant pas en cause le bien fondé de la conception d'impacts potentiels tels que la méthode d'ACV le requiert pour l'*analyse environnementale de produits*, ce pour quoi elle est conçue [224].

## Interférences avec d'autres sources de pollution

Au delà de la difficulté à estimer ces phénomènes, nous faisons face dans certains cas au problème de l'interférence avec d'autres sources de contributions qui sont extérieures au système étudié. En l'occurrence, que ce soit au regard du réchauffement climatique ou de la pollution des aquifères par les nitrates, la **SIT** aurait une contribution parmi d'autres. Pour cette raison, le recours à des potentiels, comme il en est développé pour les **ACV**, semble être un compromis pertinent.

## 10.4 Estimation de la contribution au changement climatique

### 10.4.1 Les frontières du système

#### Processus exclus

Dans ce travail d'estimation de la contribution à l'impact climatique, certains processus ont été exclus des modèles de données. Dans l'analyse comparative nous avons exclu les processus dont la part cumulée à la contribution totale au changement climatique à l'horizon 2100 représentait moins de 3%. Il s'agit des transports terrestres de collecte et de distribution, import maritime d'engrais, les immobilisations (matériels des stations de compostage, camions...) et les processus industriels dans les stations (consommations d'électricité, de diesel).

Concernant les transports, une analyse poussée aurait été nécessaire pour estimer si la mise en place des circuits augmenterait ou réduirait ce poste d'émission. Concernant les immobilisations et autres émissions des stations, ces processus sont particuliers au scénario optimal et auraient contribué à alourdir, bien que très sensiblement, le bilan.

Certains processus ont été exclus du fait de les avoir considérés invariants. Il s'agit notamment de la gestion des **PRO** par leurs producteurs. Cette problématique est particulière au contexte des matières organiques. En effet, le stockage de **PRO** est émetteur de **GES** et des modifications, notamment dans la temporalité du stockage, sont susceptibles d'avoir un impact sur les émissions [145].

Le scénario optimal propose des débouchés techniques plus continus que le stockage sur une longue période. C'est le cas par exemple pour le stockage du lisier : une des caractéristiques des circuits est de pouvoir collecter du lisier relativement frais, de manière plus continue qu'avec des plans d'épandage notamment sur canne, qui ne peut en recevoir que quelques mois de l'année. C'est le cas également pour le stockage de matériaux compostés, accru dans le scénario optimal, mais qui est beaucoup moins émetteur que le stockage d'effluents bruts.

Les changements sur le stockage des **PRO** auraient donc dus être considérés dans le cadre de l'analyse comparative. Pour les considérer, il aurait été nécessaire de représenter explicitement ces processus de stockage dans le modèle de simulation UPUTUC pour comparer l'évolution du changement induit dans ces émissions pour les intégrer au bilan comparatif.

Pour notre cas d'étude, nous avons estimé les conséquences en termes de contribution au changement climatique *a posteriori* de la clôture du projet GIROVAR. La délimitation des frontières du système, c'est à dire les éléments à considérer et exclure, ont été considérés indépendamment de discussions avec les acteurs du projet. Leur participation à la discussion des frontières du système est cependant nécessaire pour interpréter les résultats d'analyse.

Dans la méthode que nous proposons, les frontières du système sont relatives à chaque indicateur et donc à chaque modèle de données. Il s'agit d'une originalité par rapport aux frontières du système en **ACV** où n'est décrit d'un système d'inventaire.

### Considération des émissions de carbone d'origine biogénique

La considération des émissions de CO<sub>2</sub> d'origine biogénique est un élément prépondérant dans le bilan. Pourtant, ces émissions sont habituellement exclues des frontières (inventaires) et leur importance en tant que **GES** n'est donc pas évaluée [207].

Ce mode de comptabilité peut être justifié dans la mesure où les processus “absorbeurs” (croissance des plantes) font partie du système d'inventaire. C'est le cas par exemple en **ACV** où on considère toutes les étapes du cycle de vie d'un produit, de la production des matières premières à la fin de vie du produit. Les végétaux ayant absorbé du CO<sub>2</sub> de l'atmosphère dont elles ont métabolisé le carbone pour leur croissance, rejettent ce carbone lors de leur dégradation. Cette comptabilité est donc justifiée dans une perspective de cycle de vie où tous les processus d'absorption et d'émission sont considérés et ramenés à un pulse atemporel [108]. Certains chercheurs ont néanmoins montré le biais que cela représente, au regard de la contribution au changement climatique, si on considère réellement la temporalité des chaînes d'approvisionnement de certains produits bio-sourcés [140].

Ce mode de comptabilité est similaire dans le cas où on considère un ensemble d'activités contenues dans un espace géographique (territoire, exploitation agricole, etc.) et dont la croissance des plantes fait partie. Ce n'est pas le cas ici, puisque nous considérons les changements qui seraient induits par la mise en œuvre des circuits et le recyclage des **PRO** n'est pas responsable des émissions ni des absorptions qui ont lieu en amont de leur production.

Dans le cadre d'analyse que nous avons présenté, la délimitation claire du système comme implémentation d'une **SIT**, dans l'absolu émettrice de **GES**, implique de considérer ces émissions de CO<sub>2</sub> au même titre que d'autres sources d'émission de CO<sub>2</sub> dits “d'origine fossile”. En effet, les processus d'absorption de CO<sub>2</sub> des systèmes de culture ne font pas partie de la **SIT** en tant que telle :

- ils ne sont pas considérés dans l'analyse absolue parce qu'ils ne font pas partie des circuits ;
- ils ne sont pas considérés dans l'analyse comparative parce qu'ils sont considérés comme n'étant pas perturbés.

Du point de vue des cycles bio-géochimiques globaux, émettre du CO<sub>2</sub> qui provient de l'atmosphère n'a pas la même signification qu'émettre du CO<sub>2</sub> qui provient d'un pool fossile : un transfert entre ces pools a nécessairement une influence sur l'impact climatique. Aussi il peut être perturbant de voir que, malgré le fait que le

projet de **SIT** permette de réduire les émissions de CO<sub>2</sub> d'origine fossile, la projection de l'efficacité du projet quant à la conséquence climatique, soit mise en balance par les émissions de CO<sub>2</sub> issues de la transformation de la matière organique, majoritairement hors sol ou dans le sol selon les scénarios.

Cette résultante est due notamment à la temporalité des émissions et celle de l'horizon d'impact. Nos estimations reposent sur l'usage de coefficients, notamment un coefficient unique de la minéralisation du carbone de la matière organique du sol consécutive à l'apport au sol pour toutes les matières organiques, quel que soit le **PRO**, composté ou non, et le sol (section 8.2.3). Nous discutons du recours à ces modèles de minéralisation du carbone dans la section suivante.

### 10.4.2 Modèles biophysiques

Les mécanismes biophysiques ont été représentés par des coefficients d'émission, notamment

- l'émission de N-2O : 1% de l'azote total apporté au sol émis sous forme de N<sub>2</sub>O, quel que soit le **PRO**.
- l'émission de CO<sub>2</sub> due à la minéralisation de la matière organique apportée au sol : recours à des coefficients de dégradation de la matière organique (**ISMO**...) pour la première année, et 2% du carbone résiduel récursivement les années suivantes, quel que soit le **PRO** ou le sol.

Ces coefficients influencent grandement les conclusions quant à la contribution comparative, puisque ces émissions sont les troisième et quatrième les plus contributrices.

Pour l'estimation de la contribution au changement climatique, nous avons dû recourir à ces coefficients statiques à défaut de modèles mécanistes, permettant de fournir des estimations plus précises. Cependant au travers aussi bien des coefficients de dégradation de la matière organique, que pour la dénitrification, nous négligeons quelque potentiel effet du sol et les interactions entre le sol et le **PRO** qui sont susceptibles d'être variables [159].

Le coefficient de 1% utilisé par le **GIEC** repose sur une dose d'azote apportée qui est variable en fonction des pratiques. Aussi, certains paramètres inhérents à chaque **PRO** sont susceptibles d'influencer la dénitrification (pH, maturité de la matière organique du compost, aération...).

Un coefficient unique de minéralisation du carbone après apport au sol a été considéré à partir de la deuxième année consécutive à l'apport au sol, alors que le carbone d'un compost mature présente un comportement *a priori* plus stable que des produits bruts [159].

La résultante que nous avons estimée à +9% d'impact dû au carbone d'origine biogénique, comparativement entre le scénario tendanciel et le scénario optimal dans lequel une plus grande part des matières organiques est compostée, est une efficacité globale des processus de transformation de la matière organique qui avait été identifiée par ailleurs [159]. Les auteurs avaient également trouvé qu'en considérant compostage et minéralisation après apport au sol, les matières brutes non compostées seraient plus efficaces quant au rejet de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère. Cependant, ces travaux comme ceux ayant conduit aux coefficients que nous avons choisis reposent sur des expérimentations de laboratoire : il s'agit notamment de

potentiels de minéralisation et non de minéralisation réelle au champ ; un gap que plusieurs équipes de recherche essaient de combler <sup>7</sup>.

### 10.4.3 Simulation et temporalité des scénarios

Afin d'étudier la faisabilité des circuits de valorisation, notamment la gestion des flux dans les stations de compostage, les scénarios du projet GIROVAR ont été modélisés et simulés avec le modèle UPUTUC. Ce modèle de simulation est conçu sur une approche orientée agents.

L'approche de modélisation orientée agent consiste à représenter différents agents informatiques ayant leurs propres comportements. En représentant des systèmes dans leur complexité spatiale, temporelle et comportementale, cette approche de modélisation permet d'appréhender la systémique entre différents agents et donc de faire de la prospective territoriale [51]. Dans le cas de **SIT** elle permet d'appréhender la mise en place de synergies ou d'oppositions. Par exemple dans notre cas d'étude, les agents "prairies" n'ont finalement pas eu recours aux engrais organiques produits par la **SIT** alors qu'ils étaient paramétrés pour éventuellement les utiliser. D'autres effets liés à la disponibilité de matières ont été constatés : par exemple l'augmentation de l'usage d'engrais minéraux sur prairies, pour combler le détournement de flux de matières brutes vers les stations de co-compostage.

L'étude de systèmes de gestion de résidus organiques avait déjà été envisagée par ce type d'approche, par exemple avec le modèle BIOMAS <sup>8</sup> et pour d'autres études de symbioses industrielles [19].

L'utilisation de ce type d'approche permet d'engendrer un certain nombre de données temporelles d'inventaire, notamment des informations logistiques (transports...) ; des flux de matières (matières brutes, matières transformées...), lesquelles ont été utilisées dans notre cas d'étude pour l'inventaire des modèles de données.

Bien que les estimations produites dans cette thèse sont basées essentiellement sur les sorties de simulation des scénarios tendanciel et optimal dans le modèle UPUTUC, il faut cependant garder à l'esprit que la conception des circuits n'est pas la mise en œuvre opérationnelle et que UPUTUC est un modèle qui a pour but de représenter une réalité complexe que serait la mise en œuvre des circuits de la **SIT** sur le territoire, celui-ci présente une projection et une réduction du champ des possibles de cette réalité.

Les scénarios représentent des nouvelles situations qui n'intègrent pas des changements possibles dans le contexte économique et politique. Par exemple le prix des engrais de synthèse a été considéré invariant pour les quinze années simulées. Or leur dépendance aux ressources fossiles implique nécessairement une augmentation de leur prix.

Le développement de tels modèles est une tâche ardue qui repose sur les choix de conception technique, la formalisation des connaissances à représenter et la ca-

7. **Projet PROLAB**, 2013-2016. *Protocole de caractérisation des produits résiduels organiques au laboratoire pour prédire leur comportement au champ*, appel à projet ADEME-DOSTE

8. Guerrin F., Courdier R., Calderoni S., Paillat J.-M., Soulié J.-C., Vally J.-D., F. Andriamasinoro, T. Ralambondrainy, 1998-2005. *Gestion de la biomasse agricole par système multi-agents.*, cité de [107]

libration avec la collection de faits [172]. Bien qu’une grosse partie du travail de modélisation soit achevée dans le modèle UPUTUC, celui-ci fera encore l’objet de développements et de calibrations afin de mieux représenter les circuits.



# Limites de l’approche et de l’application

## Sommaire

---

<b>11.1 Limites de l’application</b>	<b>193</b>
<b>11.2 Pistes d’écoconception</b>	<b>194</b>
<b>11.3 Perspectives d’application</b>	<b>196</b>

---

## 11.1 Limites de l’application

Le travail d’évaluation environnementale de la **SIT**, envisagé au travers de cette thèse, s’est opéré concomitamment à la conception des circuits. Jugeant de l’importance d’une recherche primant sur l’identification et l’estimation des conséquences environnementales, avant le travail d’évaluation et donc l’intégration dans le processus de conception des filières, le travail de recherche s’est limité à celui de l’estimation et à des analyses et développements méthodologiques afférents que nous avons présentés.

La nature du bilan environnemental que décrirait ce travail de recherche, attendue pour l’évaluation environnementale du projet GIROVAR, n’était alors pas connu au début du processus d’évaluation et on ne pouvait donc savoir comment intégrer ce type de bilan environnemental —en devenir— vis à vis du modèle de décision des acteurs.

L’estimation des conséquences environnementales qui en résulte est partielle et la considération réelle du bilan environnemental par les acteurs n’a alors pu être vérifiée qu’à la limite de l’appropriation des phénomènes d’intérêt (voir [230] et section 6).

L’évaluation environnementale de la **SIT** n’est donc pas aboutie : il y manque l’estimation de l’ensemble des conséquences environnementales et leur intégration au processus d’évaluation par les acteurs, afin de :

- sur le plan opérationnel : amender les modèles de données élaborés ;
- sur le plan conceptuel : amender la méthode par retour d’expérience.

On voit alors clairement la limite que représente la “simple” conception des circuits (sans leur mise en œuvre) d’une part, et d’autre part l’envisagement de la méthode qui a été élaborée au cours de ce processus d’évaluation, pour valider les

estimations des conséquences environnementales dans la conception des circuits :

1. L'envisagement de la méthode *a priori* dans le processus de conception de circuits, permettrait d'alimenter le processus participatif de manière efficace, plus exhaustive, et intégrée au processus de conception des circuits, ce qui permettrait de pouvoir développer la suite logique de l'estimation, à savoir l'évaluation et l'intégration des critères environnementaux pour l'écoconception de la **SIT**.
2. Cette limite de recul quant à l'application suggère d'employer la présente méthode dans d'autres projets de facilitation de **SIT** afin de bénéficier de retours quant à la considération des conséquences environnementales estimées ; en d'autres termes, illustrant la suite logique de la figure 4.7.

## 11.2 Pistes d'écoconception

Compte-tenu des éléments discutés précédemment, la seule conclusion tranchée que nous pouvons formuler quant à la contribution du projet de **SIT** au changement climatique est que les processus induits contribueraient tous au changement climatique. Par ailleurs, comparativement, c'est à dire au regards des changements engendrés dans le métabolisme territorial (processus induits et évités), la mise en œuvre des circuits ne permettrait pas de réduire, ni risquerait d'augmenter, la contribution à l'impact.

Avant de présenter des pistes d'écoconception, il est nécessaire de rappeler certains éléments limitants de l'estimation :

- Dans les modèles de données nous avons exclu certains processus d'émission. Ces processus pourraient jouer en la faveur d'une réduction de la contribution au changement climatique par rapport à la situation tendancielle. Il s'agit notamment de l'évitement de certains processus, notamment la dégradation anaérobie liées au stockage de **PRO**, dont le scénario optimal permettrait de réduire le temps. Ces processus de stockage n'ont pas été explicitement représentés dans le modèle de simulation UPUTUC et les émissions associées ne peuvent être estimées.
- Des modèles biophysiques simplistes qui n'intègrent pas, ou peu, les caractéristiques des **PRO**, les caractéristiques du sol, les interactions sol-**PRO**, les pratiques (doses d'apport...) ont été utilisés.

Quand bien même la conception en tant que telle, actuelle, des circuits ne permet pas de conclure quant à la pertinence de la contribution au changement climatique, il est néanmoins possible, compte-tenu des postes prépondérants, de formuler des recommandations pour l'écoconception de la filière.

Une première piste à explorer serait d'envisager de réduire la fraction en azote de synthèse dans **EOMLLB**.

La fraction de **CCLLB** dans **EOMLLB** est de 58 % et celle d'azote de synthèse de 14 %, et la contribution de l'azote de synthèse à l'horizon 2100 est de ~98 % celle du compostage de **CCLLB**. Donc rapportée aux fractions massiques, la contribution de l'azote de synthèse est environ 4 fois supérieure à celle du compost.

L’effectivité d’une telle mesure ne peut néanmoins être déduite par simple approximation. En effet, la complémentation minérale de **EOMLLB** a été ciblée en comité technique afin de répondre au mieux aux besoins des agriculteurs, c’est à dire des engrais organiques adaptés à une application manuelle. Une diminution de la concentration en minéraux rendrait plus laborieux un maintien des apports azotés à l’hectare et l’effet systémique d’un moindre recours à l’**EOMLLB**, dans cette alternative, serait envisageable.

Une deuxième piste pourrait être de réduire l’émission de  $\text{CO}_2$  lors du compostage. Cette émission caractérise cependant une bonne dégradation et stabilisation de la matière organique par les micro-organismes. La dégradation de la matière organique lors du compostage est en réalité un mécanisme que l’on cherche à maximiser. Dans le but d’apporter des matières stabilisées, il n’y a pas lieu de chercher à limiter cette émission de  $\text{CO}_2$ .

On pourrait aussi avancer l’option de méthaniser les **PRO** afin de récupérer du  $\text{CH}_4$  qui aurait permis d’éviter l’usage par ailleurs de combustibles fossiles pour produire de l’électricité, mais cette option technique avait été écartée dans le cadre des circuits de la **SIT** [230].

L’idée serait plutôt de chercher à capter le flux de  $\text{CO}_2$  émis hors de la station lors du compostage, par exemple par des dispositifs de micro-algues [58] ; captage, dont la réalisation technique et, par là même, l’efficacité quant au bénéfice versus impact, resterait alors à estimer.

Une autre cible pour l’éco-conception est la réduction des émissions azotées après apport des produits au sol. Ces émissions, liées à la nitrification et la dénitrification, dépendent de beaucoup de paramètres : des paramètres du sol, du **PRO** lui-même, de la dose apportée, etc. (voir section 8.2.1). Les circuits de la **SIT** permettent de jouer directement sur les paramètres liés aux **PRO** par, notamment, la teneur en matière organique ou la texture. Concernant ce dernier, les formes solides (composts...) et déshydratées (granulés) sont plus aérées et donc moins propices à la formation de zones anaérobiques favorables à la dénitrification, autrement dit les **PRO** de la **SIT** sont susceptibles de moins émettre de  $\text{N}_2\text{O}$  que des **PRO** non transformés, par rapport à l’azote total. Néanmoins, les données que nous avons prises pour estimer ces émissions ne permettent pas de montrer cela ; afin d’estimer une réduction possible de ces émissions en ce sens, il est nécessaire de poursuivre des recherches permettant de mieux modéliser ce processus dans le cas des **PRO**.

Dans le processus d’écoconception du projet de **SIT**, cette analyse comparative se positionne comme un premier *screening*, invitant notamment à :

**Reconsidérer les frontières** du modèle de données, en intégrant notamment des processus d’émission de **GES** comme les systèmes de stockage des **PRO**. Cela nécessite l’intégration de modèles de gestion dans le modèle de simulation territoriale, ainsi que la participation des acteurs dans ce processus.

**Amender le choix des modèles d’émissions** dues à la transformation des **PRO** et au devenir du carbone et de l’azote (compostage, minéralisation...). Cela nécessite d’intégrer plus encore des thématiciens dans les phases de conception des indicateurs et d’estimation.

## 11.3 Perspectives d'application

Si on cherche à transposer les conclusions à d'autres territoires, plusieurs éléments sont à considérer concomitamment : d'ordre biophysique et opérationnel.

En envisageant la transposition des mêmes scénarios dans les mêmes conditions de mise en œuvre et donc avec les mêmes mécanismes biophysiques, les modèles d'estimation associés dans le modèle de données pourraient être différents. En effet le contexte de la Réunion (climat tropical, île volcanique...) exacerbe certaines caractéristiques et limite le recours à des modèles conçus pour des conditions continentales tempérées pour lesquels des recherches sont menées depuis plus longtemps. Par exemple pour les émissions directes et indirectes de  $N_2O$  pour lesquelles, par manque de connaissance sur les processus d'émission de  $N_2O$  dans le cas des **PRO** et de modèles de volatilisation et redéposition de l'azote ammoniacal (voir fig. 4.6), les coefficients génériques du **GIEC** ont été utilisés (section 8.2). Pour d'autres phénomènes d'intérêt, cela concernerait aussi par exemple la lixiviation de nitrates ou l'accumulation d'**ETM**.

Comme dit précédemment, cela nécessiterait d'intégrer plus encore des thématiciens dans les phases de conception des indicateurs et d'estimation.

Concernant les processus contribuant le plus au changement climatique, dans le cas de la transposition des mêmes scénarios, c'est à dire avec les mêmes mélanges et les mêmes techniques utilisées au compostage (ventilation forcée, retournement...), les quantités de **GES** émises au compostage devraient peu différer.

La fabrication des compléments minéraux de synthèse serait inchangée.

L'importance de la balance de ces sources d'émissions de **GES** (compostage et élaboration de la complémentation minérale) serait du même ordre de grandeur et on arriverait aux mêmes conclusions quant à leur importance relative au regard de la contribution au changement climatique.

Les gisements de matières et co-produits organiques sont susceptibles de varier d'un territoire à l'autre :

- ils sont de natures différentes ;
- varient dans des quantités différentes ;
- ont des saisonnalités de production spécifiques,

Il en est de même avec les utilisations potentielles, qui dans le cas du recyclage en agriculture, dépend des systèmes de cultures sur le territoire.

Les acteurs de la **SIT** sont également un élément contextuel important :

- leur adhésion à la promesse plausible (section 5.2),
- leur implication dans la conception des circuits (section 5.3),
- leur perception de l'environnement (ex. problématique du transfert de "contaminants" vers la plante et la perception d'un risque sur les ventes de sucre ; voir section 6.3),

sont également à considérer dans l'idée d'une transposition du bilan environnemental. Dans des contextes où l'on cherche à améliorer la gestion intégrée de ressources naturelles, il est en effet nécessaire de garder à l'esprit l'approche "*follow-the-technology*" pour catalyser, gérer et évaluer de tels systèmes [60].

# Chapitre 12

## Réflexions et perspectives

### Sommaire

<b>12.1 Contributions scientifiques</b>	<b>197</b>
<b>12.2 Perspectives</b>	<b>198</b>

## 12.1 Contributions scientifiques

### 12.1.1 Ouverture aux sciences sociales

Notre approche se base sur l'importance de l'information d'intérêt (pour des acteurs), au regard de la problématique environnementale dans le cadre d'un projet territorial engageant un collectif d'acteurs. Cette démarche post-positiviste du processus d'évaluation permet d'entraver la complexification et la diversification de critères environnementaux, qui ont lieu indépendamment du modèle de décision des acteurs.

En abordant la problématique des mécanismes d'action individuelle et collective, en cherchant notamment à estimer des conséquences environnementales plutôt qu'évaluer des impacts environnementaux, cette thèse contribue à l'ouverture de l'"évaluation environnementale" aux sciences sociales dans le contexte des **SIT**.

### 12.1.2 Élargissement de la terminologie de l'Écologie industrielle territoriale

Cette méthode d'évaluation repose sur la préoccupation de l'intérêt du bilan environnemental pour un réseau d'acteurs dans le contexte de facilitation d'une **SIT**. L'**EIT** s'intéressant notamment aux jeux d'acteurs dans des processus d'élaboration de symbioses industrielles, l'approche développée dans cette méthode d'évaluation environnementale implique donc son inclusion, et plus généralement l'évaluation environnementale, dans le champs de l'**EIT**.

Dans notre approche, la description des chaînes d'impact se fait lors de la conception des modèles de données. Ces chaînes d'impacts sont intimement liées

au système industriel et territorial dont nous élargissons ainsi sa délimitation actuelle en intégrant une dimension biophysique (processus, mécanismes...) au territoire en **EDIT**, qui se limitait jusqu'à présent à des conceptions "technique-matérielle" et "organisationnelle-identitaire" [35].

### 12.1.3 Identification de gaps de connaissances

La conception des indicateurs afférents aux phénomènes environnementaux et la constitution des modèles de données, permettent de mettre en évidence des gaps de connaissances spécifiques quant à notre capacité de rendre compte des conséquences environnementales d'un projet de **SIT**.

Ainsi, bien que dans la démarche d'estimation ces gaps aient été comblés par simplification, pour autant la méthode que nous proposons dans cette thèse constitue un cadre d'évaluation permettant d'identifier ces gaps, qui constituent des sorties intermédiaires utiles à des contextes de recherche intégrateurs, tels que Wassenaar *et al.* présentent dans l'approche RORAL<sup>1</sup> et la gestion intégrée de ressources naturelles sur des territoires particuliers [229].

### 12.1.4 À quoi cette méthode n'est pas destinée

La méthode est destinée à être appliquée dans des contextes d'accompagnement de projets en lien fort avec des acteurs. Elle s'intègre dans un processus de co-construction de scénarios qui s'inscrit dans le temps.

La méthode n'est donc pas adéquate pour formuler des estimations rapides, comme il est désormais envisageable avec l'**ACV** pour laquelle ont été développés des logiciels de simulation très performants utilisant des bases de données très étoffées et structurées.

La méthode est conçue dans le but de faire une évaluation *ex-ante* où la **SIT** est en phase de projet. La méthode n'a pas pour but de faire une évaluation *a posteriori* d'une **SIT**, bien que celle-ci permettrait d'aider à identifier des critères d'évaluation. Elle se différencie sur ce point de l'**ACV** où l'impact environnemental de l'objet d'étude (le produit) est toujours potentiel, que ce soit lorsqu'on cherche des pistes d'amélioration d'un produit existant, ou pour faire une estimation préliminaire à la conception d'un produit.

## 12.2 Perspectives

### 12.2.1 Dépassement des "dimensions" du "durable"

La recherche d'un découpage disciplinaire de la durabilité (économique, sociale, environnementale) est illustratif et simplifiant au sens de Morin [163].

L'absence de fondement épistémologique permettant d'appréhender la notion d'environnement dans sa complexité, laisse libre cours à des ségrégations conceptuelles, notamment entre environnemental, social, économique, et donc l'obstruction à la

---

1. *Returning organic residues to agricultural land*

compréhension de leurs interrelations.

Ce type de ségrégation “disciplinaire” est finalement contre-intuitif et nous l’avons remplacé par l’idée de “phénomènes d’intérêt” : plus général dans les “dimensions” des phénomènes, et considérant l’“intérêt” pour des acteurs. D’autres auteurs, notamment Boons *et al.* [25], utilisent également ce concept de phénomènes d’intérêt dans le contexte des symbioses industrielles en y englobant un ensemble très général, sans pour autant faire de distinction entre économique ou environnemental.

Dans cette thèse nous avons mis en avant des rapprochements “sociaux” et “économiques” de l’environnement, non dans une manière de les évaluer (ex. évaluation monétaire d’impacts environnementaux), mais dans leur nature, par exemple :

- L’environnement métabolique et des phénomènes d’intérêt comme l’épuisement des ressources non renouvelables, vis à vis de la “dimension” économique.
- La contribution au changement climatique et les nuisances dans l’environnement des habitants, vis à vis de la “dimension” sociale.

Le concept de phénomènes d’intérêt est appelé à s’étendre dans son contenu, c’est à dire pas simplement dans une “dimension” environnementale. S’adressant à des territoires, il pourrait englober des critères adaptés pour ces échelles et dépendamment des acteurs, par exemple la résilience, les activités économiques...

La méthode en trois phases que nous avons présentée, n’est pas spécifique à des problématiques “environnementales”. Seule la base logique adresse explicitement des conséquences environnementales. Afin d’adresser d’une manière plus générale les “conséquences en termes de durabilité” d’un développement territorial, dont les **SIT** font partie, il serait nécessaire de développer une base logique adéquate.

### 12.2.2 Lien avec l’ACV territoriale

L’**ACV** territoriale propose d’estimer l’efficacité environnementale d’un territoire au regard de fonctions territoriales [141]. Son développement repose sur le cadre méthodologique et les outils de l’**ACV**, à savoir l’**UF** et les impacts environnementaux. Cette méthode permet d’estimer cette efficacité du territoire comparative-ment entre différents territoires et différentes années, ou entre différentes voies de développement.

Le recours à des méthodes d’évaluation environnementale “site-générique” développées pour les **ACV** était identifié comme une limite et qu’il serait nécessaire de développer des approches de type “site-spécifique”.

La méthode d’évaluation que nous avons présentée permettrait de répondre de manière pertinente à ce besoin méthodologique : tant dans l’identification de critères d’intérêt pour un contexte territorial, que dans l’approche d’identification des indicateurs.





## Conclusions

Dans cette thèse nous nous sommes attachés à répondre à une problématique d'ordre essentiellement méthodologique, à savoir comment *considérer* et *estimer* les conséquences environnementales d'un projet de symbiose industrielle (**SIT**) dans un contexte de facilitation territoriale. Les prérequis identifiés pour une telle méthode sont :

**sociaux** (*considération*) : comment identifier un commun *environnement* pour un réseau d'acteurs, tenant compte des caractères polysémique et subjectif de la notion d'environnement et donc son ambiguïté ;

**méthodologiques** (*estimation*) : comment traduire ces précédentes contraintes sociales en indicateurs et estimer des degrés d'atteinte à l'environnement commun aux acteurs pour le projet.

Les conséquences environnementales, envisagées dans les approches d'évaluation actuelles, reposent sur une conception hybride techno-éco-centrée de l'environnement, et les indicateurs d'impacts environnementaux sont élaborés selon une approche positiviste (une vérité de faits) et objectivant des problèmes.

Au delà de sa nature intrinsèquement expansive et complexifiante, cette conception de l'environnement ne considère pas la perception par les acteurs, lesquels ne sont susceptibles d'agir dans le sens des informations environnementales qui leur sont présentées que dans la mesure où ils considèrent avec intérêt les critères qui leur sont présentés (c.-à-d. s'ils coïncident avec leurs modèles de décision).

Nous avons identifié qu'une conception anthropocentrée-faible de l'environnement permettrait de répondre à cette exigence de perception de l'environnement (chapitre 2).

Partant de cette conception anthropocentrée, nous avons cherché des éléments clés de perception de conséquences environnementales dans des disciplines s'intéressant ou étudiant l'individu ou des groupes d'individus : économie, géographie, sociologie et anthropologie. Nous avons identifié quatre éléments clés de perception de conséquences environnementales :

1. les changements physiques de milieux et objets qui affectent les acteurs ;
2. la fonctionnalité de la relation objet-sujet ;
3. la proximité de la relation objet-sujet ;
4. la futurité : considération temporelle de conséquences.

Ces quatre éléments clés ont permis de structurer la base logique (fig. 3.1) nécessaire pour considérer les conséquences environnementales du projet pour les acteurs (chapitre 3). Cette base logique est composée de trois environnements :

1. l'environnement métabolique : conséquences dans les relations fonctionnelles et locales, c'est à dire susceptibles d'affecter l'activité productive sur le territoire.
2. l'environnement de la population : conséquences dans les relations locales et non-fonctionnelles, concerne le bien-être et la santé des habitants du territoire.
3. l'environnement global : à travers une proximité symbolique, détaché de l'environnement quotidien et géographiquement proche, concerne des vastes milieux entourant le territoire (océan, atmosphère) ou d'autres types de changements hors du territoire et qui ne sont pas nécessairement situés.

Nous avons ensuite conçu une méthode (chapitre 4) qui inclut cette base logique anthropocentrée. Comme d'autres méthodes d'accompagnement, celle que nous avons élaborée se déroule en trois étapes :

**étape 1** : identification de phénomènes d'intérêt, à partir de la base logique et dans les trois environnements ;

**étape 2** : conception d'indicateurs, où ces phénomènes environnementaux sont traduits en indications (qualitative, quantitative ; absolue, comparative) et indicateurs (représentation d'un phénomène selon la typologie choisie) ;

**étape 3** : évaluation, où on conçoit et renseigne le modèle de données pour chaque indication environnementale.

Le projet GIROVAR, qui avait pour but de concevoir des filières de gestion intégrée de résidus organiques en agriculture sur le Territoire de la côte ouest (TCO) à la Réunion, a impliqué différents acteurs dans un processus de co-construction participative des circuits. GIROVAR a servi d'illustration du processus de facilitation d'un projet de SIT pour notre cas d'étude (chapitre 5).

L'élaboration progressive de la méthode au cours du processus d'accompagnement de ce projet de SIT, et non *a priori* ou *a posteriori*, a permis de valider les phénomènes environnementaux d'intérêt pour ce projet (chapitre 6).

Nous avons ensuite discuté, pour chaque phénomène d'intérêt, la typologie des indications afin d'en dégager celles qui étaient pertinentes, en nous basant notamment sur les retours des ateliers participatifs organisés dans le cadre du projet GIROVAR. Nous avons ensuite discuté de la manière dont chacun de ces phénomènes pouvait être estimé, permettant de concevoir des indicateurs afférents (chapitre 7).

Le travail d'estimation de conséquences environnementales étant à la fois illustratif (dans la présentation de cette thèse) et servant également de support au développement de la méthode, nous avons choisi de focaliser notre réflexion dans le cadre de cette thèse sur la contribution au changement climatique (chapitres 8 et 9).

Sur le plan méthodologique, le manque de connaissances sur les processus d'émissions de GES dans le contexte a permis d'illustrer la nécessité de simplifier la représentation des mécanismes biophysiques. Ce faisant, les estimations obtenues sont à considérer avec précaution. La possibilité qu'offre ainsi l'application de cette méthode dans le cadre valorisation de ressources naturelles sur des territoires est notamment l'identi-

fication de tels gaps de connaissances et la modélisation de mécanismes nécessaires pour alimenter l'application de ces recherches fondamentales.

Cette étude de cas a également permis d'illustrer les divergences et recoupements dans les modèles de données de deux types d'indications différentes mais pour un même phénomène d'intérêt : la contribution absolue du scénario optimal, focalisant sur les circuits conçus dans le cadre du projet, et la contribution comparative, au regard des changements engendrés par rapport au scénario tendanciel.

De part sa particularité comme support au développement de la méthode, ce retour d'expérience a permis d'élaborer un arbre de décision décrivant le déroulement des étapes et éventuelles itérations (fig. 4.7).

Jusqu'à présent les sciences sociales avait trouvé place en écologie industrielle avec les réseaux d'acteurs. Le développement de ce cadre méthodologique a permis de poursuivre ce travail en initiant leur incorporation (*embeddedness*) dans l'évaluation environnementale de projets de SIT ; non pas *a posteriori* de l'estimation avec par exemple le recours à des méthodes d'analyse multi-critères, mais *a priori*, dès l'envisagement des critères environnementaux à estimer.

Cette thèse contribue également et à son niveau à différencier sur le plan méthodologique la pensée cycle de vie et l'Analyse de cycle de vie et fait le point sur certains fondements épistémologiques et méthodologiques de l'ACV. Cette distinction est essentielle, non simplement dans les termes, mais surtout pour la façon dont des outils et méthodes, conçus en appui à l'analyse environnementale de produits, sont utilisés comme des évidences pour toutes sortes d'études de natures différentes et avec peu de critiques scientifiques.

Tant l'envisagement de la méthode concomitant à son développement, que le contexte applicatif limité à la conception des circuits, c'est à dire n'allant pas jusqu'à leur mise en œuvre, nécessitent conjointement d'être considérés dans l'idée d'une suite au développement de cette méthode, à savoir :

- l'évaluation de l'ensemble des conséquences environnementales et
- leur inclusion (évaluation) dans le processus d'accompagnement,
- dans la mise en œuvre de la SIT.

Tout en rappelant ce pour quoi cette méthode est destinée, à savoir l'accompagnement de projets de co-conception de SIT avec des acteurs pour en considérer les conséquences environnementales, nous mettons en perspective des réflexions quant au caractère structurant de "phénomènes d'intérêt" au lieu des dimensions simplifiantes que l'on attribue à la durabilité ; et identifions également des liens possibles avec l'ACV territoriale.



# Annexes



## Étapes de la conception des circuits

La conception des circuits du projet GIROVAR a eu lieu entre le premier et le deuxième comité de pilotage du projet (voir figure 5.1). Cette conception ne rentre pas dans le cadre de cette thèse. Il semble néanmoins pertinent de reprendre ici la description des étapes de la conception des circuits du rapport final du projet GIROVAR [230]. Nous invitons les lecteurs qui souhaiteraient en savoir plus à se reporter à ce rapport final.

### A.1 Diagnostic participatif

Le premier atelier de diagnostic s’est déroulé sur 3 jours. Il rassemblait des représentants de 12 groupes cibles identifiés par l’équipe projet : planteurs de canne à sucre, éleveurs de volaille, éleveurs porcins, éleveurs bovins, producteurs de fruits et légumes, aménageurs paysagers, services communaux des espaces verts, collecteurs de déchets verts, industriels, distributeurs d’engrais, exploitants de stations d’épuration. Ces représentants avaient été sélectionnés pour leur capacité à innover et à servir de relais au sein de leurs groupes cibles. Les 12 groupes cibles ont été correctement représentés à l’exception des maraîchers, un groupe faiblement structuré et marginalisé.

Les échanges réalisés ont été de qualité et ont permis d’ébaucher une problématisation partagée de la situation, de ses causes et de ses conséquences.

Les différentes activités de modélisation d’accompagnement mises en œuvre en sous-groupes incluaient la production d’arbres à problèmes, de modèles ARDI<sup>1</sup> suivi d’une identification des freins et leviers à la résolution des problèmes précités. Le problème central reformulé par les participants est “la sous-valorisation des matières organiques en agriculture”, formulation qui permet d’intégrer à la fois des aspects quantitatifs (pas assez de fertilisation organique) et qualitatifs (inadéquation des matières, enjeux environnementaux et réglementaires) et met en avant le déficit de gestion de cette activité. Les travaux en sous-groupes ont permis à des professionnels de différents secteurs de se rencontrer et confronter leurs points de vue. Ces échanges ont servi au développement du modèle logistique UPUTUC.

---

1. Acteur–Ressources–Dynamiques–Interactions

Cet atelier, s'il a abouti à la production d'un plan d'action consensuel, n'a pas atteint son objectif initial de co-conception de scénarios à évaluer. À défaut, l'équipe projet s'est vu confier la mission d'animer un processus de co-conception de ces scénarios. La mise en œuvre de ce processus nous a amené à renforcer cette étape en organisant notamment deux ateliers participatifs et une longue séquence de 20 réunions de groupes techniques.

## A.2 Produits

Dix utilisations potentielles distinctes d'un fertilisant organique sur la zone d'étude ont d'abord été listées (par exemple la fertilisation de la canne à sucre à la plantation, l'engrais pour maraîchage à cycle court, l'amendement pour prairies lors d'aménagements, support de culture, etc.). Pour chacune d'entre elles un groupe d'experts *ad hoc* a ensuite été chargé de renseigner, après discussion et description de l'itinéraire technique, un tableau composé de 11 critères. Les similitudes entre ces "portraits robots" ont ensuite été analysés au sein de l'équipe projet.

L'atelier 2 de novembre 2011 a permis d'identifier 3 produits fertilisants à la fois pertinents pour les besoins de l'agriculture réunionnaise, réalisables à partir de produits résiduels organiques disponibles sur la zone d'étude et — selon les premières études préalables — par le biais de procédés techniques réalistes et potentiellement rentables. Ces 3 produits sont :

- Un amendement organique non enrichi, normé NFU 44-051, produit par le biais d'opérations de compostage et de mélange à partir de broyat de déchets verts issus de plusieurs sources (déchetteries, collecte en porte à porte, sociétés d'entretien et d'égoutage), d'écume de sucrerie remontée depuis l'usine du Gol et de cendres de bagasses remontées depuis la centrale thermique du Gol. Cet amendement a pour marchés principaux les exploitations maraîchères, les parcelles de canne à sucre en replantation et les opérations d'aménagement d'espace vert communales ou privées. La question du compostage de l'écume et de la cendre se pose car ces deux matières sont également valorisables directement. Une étape de compostage peut être justifiée par des contraintes réglementaires mais ne se justifie pas d'un point de vue agronomique ou logistique ;
- Un amendement organique enrichi, appelé "engrais solide" répondant lui aussi à la norme NFU 44-051 mais avec des concentrations en nutriments plus importantes. Il est réalisable via des opérations de co-compostage à partir de mélanges de broyat de déchets verts (même sources), d'effluents d'élevages (fientes de poules pondeuses, litières de volaille, lisier de porc), de co-produits industriels (vinasse de distilleries) et potentiellement de boues de stations d'épuration. Son marché principal sont les exploitations maraîchères en substitution des fumiers (bœuf, volaille, cabri) actuellement utilisés. L'utilisation de ce produit pour la fertilisation de la canne à sucre en repousse est théoriquement possible mais uniquement sur des parcelles mécanisables. Cet usage pose notamment le problème de la compatibilité avec les pratiques de paillage et celui de l'efficacité du produit non enfoui ;



- Un engrais “granule” ou “manuel” répondant à la norme NFU 42-001 engrais organique ou engrais organo-minéral. Sa production impose deux phases de transformation :
  - Une première transformation similaire à celle de l’engrais “solide”, co-compostage ou autre.
  - Une seconde transformation, à réaliser sur un site industriel propre consiste à sécher, mélanger et conditionner cet engrais sous forme de bouchons.

En entrée de cette seconde transformation, on retrouve les co-composts “engrais solides” ainsi que d’autres matières organiques déjà transformées : l’engrais organique produit sur la station de Camp Pierrot (Salazi), des vinasses de distillerie, des farines animales provenant des abattoirs du Sud de l’île, des boues issues des stations d’épuration ainsi que des compléments minéraux. Le mélange et la complémentarité permettent de proposer un engrais organo-minéral “haut de gamme” dont la formulation et la présentation en bouchons permettent une utilisation manuelle sur canne à sucre en “repousse” et sur prairie en substitution directe des engrais chimiques importés.

Un quatrième produit nommé “engrais liquide” avait été proposé mais a été abandonné par les participants au cours de l’atelier. Ce produit, facilement utilisable sur canne en repousse et sur prairie, pouvait être obtenu à partir de lisiers de porc, de vinasses de distillerie et de digestats de méthanisation. Les participants ont anticipé des charges de transport trop élevées, des problèmes de stockage et des risques de pollution olfactive trop importants pour donner suite.

La présence de boues de station d’épuration au sein de ces produits a suscité de violentes et récurrentes controverses qui posent la question de l’acceptabilité sociale de ces matières. Sur le territoire du TCO, une station de valorisation réalise déjà un amendement organique enrichir similaire à l’engrais solide décrit ici. La norme visée est la NFU 44095. L’existence de cette station et le refus de son exploitant à adhérer à la démarche participative nous a conduit à ne pas considérer ce produit dans les étapes de co-conception de circuits puisque le circuit existait déjà. Ce produit est cependant bien présent dans les scénarios.

## A.3 Circuits

De novembre 2011 à juin 2012, le travail des groupes d’experts a consisté à donner corps aux propositions formulées au cours de l’atelier 2. Contrairement au schéma de travail initial qui séparait co-conception et évaluation, l’intervention d’individus à la fois experts et porteurs d’enjeu a conduit à une évaluation “au fil de l’eau” de la faisabilité et de l’intérêt des circuits en cours de conception.

Les intitulés de ces groupes de travail (ci-après) reflètent les objectifs initiaux, qui pour certains diffèrent quelque peu des résultats produits.

### A.3.1 Circuit de production d’amendement organique

Le travail d’affinage de ce circuit fait intervenir trois agents du TCO et de leur prestataire pour la collecte et le traitement des déchets verts (société HCe), quatre

employés de la société Téréos, responsable de la remontée d'écume et un ingénieur, doctorant au Cirad et spécialiste du compostage. Ce groupe disposait de connaissances précises sur les circuits existants mais présentait un déficit de connaissances sur l'utilisation des amendements en maraîchage et sur les circuits de commercialisation des matières fertilisantes.

L'approvisionnement des agriculteurs en amendements organiques pouvait s'appuyer sur quatre sources de matières organiques : les déchets verts collectés dans le cadre des missions de collecte de déchets par le TCO, la paille de canne coupée au cours de la coupe et laissée au champ et les co-produits de la transformation de la canne à sucre en sucre d'abord par la société Téréos puis en énergie par la société Albioma à Saint-Louis.

De manière consensuelle, la paille de canne a été considérée comme non mobilisable, les bonnes conditions agro-environnementales recommandant de l'utiliser en tant que paillage des parcelles. Une autre valorisation possible en litière animale ou alimentation bovine sont également plus rentables, mais priveraient le sol des parcelles cultivées en canne à sucre de matières minérales nutritives restituées par les pailles de canne.

L'exploration de procédés de transformation alternatifs comme la méthanisation sèche, le compostage en andains à aération forcée, la valorisation directe des broyats sans compostage, le compostage d'un mélange déchets verts/écume et la pyrolyse n'ont pas été concluants. Un travail exploratoire important a été mené sur le contrôle de la qualité des déchets verts (présence d'indésirables et de plomb) qui reste le principal point bloquant pour son utilisation en agriculture.

Le TCO a conduit une étude de faisabilité d'une chaîne de tri en entrée de la station, mais n'a pas donné suite à ce projet. À la place, un meilleur contrôle qualité en entrée de station et quelques modifications dans la pratique de collecte ont été décidées. Depuis 2013, le TCO produit un compost de déchets verts respectant la norme NF U 44-051 sur le critère de la teneur en plomb. Un système de suivi et de gestion de la pollution au plomb a été mis en place.

Concernant l'écume, une action a été initiée par Téréos pour lever le verrou réglementaire excluant l'écume de la liste des matières pouvant entrer dans la composition d'amendements normés (NFU 44-051).

En ce qui concerne les teneurs maximales en chrome et en nickel exigées par la norme NFU 44-051, les composts de déchets verts et l'écume de sucrerie n'arrivent pas à les respecter. En effet, une fraction de terre entre dans les deux process (compostage et usine sucrière), et cette terre présente naturellement des teneurs élevées en ces deux éléments. La Chambre d'agriculture, le Cirad, Téréos et le Conseil général ont donc initié en 2012 auprès de la Direction Générale de l'alimentation (Ministère de l'Agriculture) une démarche de prise en compte de cette spécificité locale, qui a abouti au second semestre 2014.

Au final, le circuit d'approvisionnement en amendement organique proposé ressemble fort aux circuits existants : ces filières séparées pour le compost de déchets verts d'une part commercialisé par la société HCe au Port, l'écume et la cendre de bagasse commercialisés par la société Téréos à Saint-Louis d'autre part.

Les réflexions collectives n'ont pas abouti à une organisation commune mais ont amené les deux partenaires à améliorer de manière significative les circuits qu'ils

contrôlent.

### A.3.2 Circuit de production d'un fertilisant désigné comme "engrais solide"

Le travail d'affinage de ce circuit a fait intervenir deux techniciens des coopératives d'élevage, deux agents du TCO responsables de la gestion des déchets verts, trois techniciens spécialisés en maraîchage et en agriculture raisonnée (Chambre d'Agriculture, FARRE<sup>2</sup>), et un ingénieur doctorant au Cirad et spécialiste du compostage. Deux agents de la DAAF<sup>3</sup> de la Réunion et un éleveur de porc sont également intervenus. Ce groupe disposait de connaissances conséquentes sur les différentes matières entrant dans la composition du produit, dans sa transformation et dans son utilisation potentielle en maraîchage. En revanche, aucun spécialiste de la fertilisation de la canne n'a participé aux réunions.

Le principe de base de ce circuit consiste à combiner les trois principales sources de matière organique disponibles pour produire un fertilisant "générique" non conditionné. D'un point de vue logistique, les mi-pentes de Saint-Paul concentrent à la fois des élevages intensifs de volaille et une activité maraîchère diffuse et informelle. Une unité de traitement localisée aux alentours de Bellemène ou Bois de Nèfles permettrait de réduire les charges de transport à la fois pour la collecte des effluents et pour la livraison de produit. Les réunions entre experts ont rapidement abouti au choix du procédé de compostage.

Malgré le risque de nuisances olfactives ponctuelles, la rentabilité économique potentielle de la station a orienté vers l'option d'un compostage en andain retournés en caissons bâchées. La formule optimale a fait l'objet de nombreuses discussions et calculs pour se stabiliser autour des valeurs (en MB)

- 47% de broyat de déchets verts,
- 20% de litière de volaille,
- 33% de lisier de porc,

qui devrait permettre la production d'un co-compost normalisé NF U 44-051 de concentration en N, P et K de l'ordre de 1,6 – 1,6 – 2,1. Les efforts de définition de la composition "idéale" de ce fertilisant mettent en évidence un déficit de données de référence sur les effets agronomiques des matières organiques. D'une part les calculs de fertilisation basés sur la satisfaction des besoins théoriques en éléments nutritifs des plantes nécessitent d'établir les coefficients d'équivalence engrais (Kg-eq.) de ces matières, ce qui nécessite la mise en place d'essais agronomiques en situation tropicale sur le temps long.

D'autre part, le paradigme conventionnel de satisfaction des besoins de la plante lui-même est remis en question par le principe de fertilisation organique. Les calculs de fertilisation doivent alors être réalisés sur plusieurs cycles et intégrer les quantités de nutriments fournis par le sol, ce qui requiert l'estimation d'autres paramètres requis par les modèles correspondants. Des coefficients d'équivalence engrais ont cependant été estimés (à des niveaux plutôt conservateurs) à dire d'experts (par les partenaires agronomiques du projet) et ont été utilisés dans les calculs de fertilisation.

2. Forum de l'Agriculture Raisonnée Respectueuse de l'Environnement

3. Direction de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt

L’approvisionnement envisagé de la station diffère selon les matières et est détaillé plus bas. En termes de contractualisation, les éleveurs devront contractualiser les apports à la station et assurer la traçabilité des transferts pour respecter la réglementation **ICPE**. La fourniture de broyat de déchets verts devra s’effectuer dans le cadre d’un marché public de traitement des déchets verts de la collectivité qui devra être rédigé pour l’occasion. Les estimations de matières disponibles résultent des données mesurées, une estimation de l’augmentation de ces volumes à l’horizon 2020 et une extrapolation des proportions de ces matières captables. À titre d’illustration, les fumiers de bovins et caprins ont été considérés comme non captables car déjà valorisés.

D’un point de vue économique, la rentabilité de la station s’appuie sur les revenus de la commercialisation des produits d’une part, sur les redevances de traitement des déchets d’autre part. Les calculs réalisés s’appuient notamment sur l’hypothèse d’un transfert des redevances de compostage actuellement payées par le **TCO** pour le compostage de déchets verts de la station du Port vers celle de co-compostage. Les enquêtes réalisées auprès des éleveurs mettent en avant les raisons qui pourraient conduire les éleveurs à adhérer à ce circuit :

- Le traitement des effluents se substitue à la contractualisation d’un plan d’épandage qui représente pour certains éleveurs une menace réglementaire et un frein à l’expansion de leur activité.
- Le traitement des effluents libère les éleveurs de la responsabilité en cas de problèmes, par exemple sanitaires, liés aux matières.
- En contrepartie de la fourniture des effluents, les éleveurs souhaitent obtenir une contrepartie sous forme d’engrais solide ou d’intéressement aux bénéfices.

En termes de commercialisation, les experts estiment que l’activité maraîchère du **TCO** ne permettrait d’écouler qu’environ 3500 t de ce produit chaque année, ce qui représente la moitié de la production potentielle. Pour fonctionner à pleine charge, une station de co-compostage devrait soit commercialiser ce produit en dehors du **TCO**, ce qui générerait des charges logistiques importantes, soit accéder au marché plus important de la fertilisation de la canne en repousse. En dépit de nombreuses discussions, la question de la faisabilité de l’épandage de ce produit sur canne en repousse reste posée.

### A.3.3 Circuit de production d’engrais dit “manuel”

Le travail d’affinage de ce circuit fait intervenir cinq chercheurs Cirad dont deux spécialisés dans les procédés de transformation de matières organiques, deux techniciens des coopératives d’élevage, l’ancien directeur de la SIER<sup>4</sup>, deux techniciens de la Chambre d’Agriculture (maraîchage et matières organiques) et deux chefs d’exploitation, l’un d’une distillerie susceptible de fournir des vinasses, l’autre produisant des fientes de poules pondeuses. Ce groupe disposait de connaissances conséquentes sur les différentes matières entrant dans la composition du produit, dans sa transformation et dans son utilisation sur canne et maraîchage.

Ce circuit vise à produire des engrais organiques normés NFU 42-001 susceptibles de se substituer aux engrais chimiques pour la fertilisation de la canne à sucre

---

4. Société industrielle des engrais de la Réunion

en repousse. Ce marché ciblé représente l'essentiel des importations d'engrais. La pratique dominante sur le TCO est la fertilisation manuelle d'une dose se situant autour de 800 kg d'engrais en poudre par hectare. Des discussions avec des planteurs, représentant l'essentiel de ce marché, il ressort qu'un épandage manuel peut être envisagé jusqu'à 2 t/ha. Au-delà, l'épandage requiert une mécanisation, soit via un épandeur porté de type Vicon, soit pour des quantités plus importantes un épandeur tracté.

Le procédé retenu consiste en une succession de deux étapes :

- Les effluents d'élevage doivent subir une première transformation pour sortir du statut déchet.
- Une fois hygiénisées et stabilisées, ils sont transférées à une seconde unité qui réalise le mélange des différentes matières, leur séchage, leur granulation puis leur conditionnement.

Le procédé choisi pour la première transformation est le co-compostage. Trois co-composts sont envisagés. Le premier est celui défini par le groupe "engrais solide". Le second est une formule de

- 52% de broyat de déchets verts,
- 34% de fientes de poule pondeuse,
- 14% de vinasses de distillerie concentrées.

Les autres matières, farines animales, vinasses de distillerie et compost produit par la station de Camp Pierrot rejoignent directement la station de granulation où le mélange, puis le séchage, la complémentation et la granulation des différentes matières permet de produire un engrais organo-minéral concentré.

Les travaux réalisés dans le cadre du projet GIROVAR sont menés à l'échelle du TCO. À cette échelle, les réunions de travail aboutissent au constat que les matières disponibles ne permettraient pas d'atteindre le seuil de rentabilité d'une unité de transformation estimé autour de 20000 t/an. Une telle unité ne peut se concevoir qu'à l'échelle de l'île de la Réunion tout entière. Cette analyse est renforcée par le constat que des gisements de matières organiques d'intérêt, les vinasses et les farines animales notamment, ne sont pas produites sur le TCO.

Un autre problème identifié est la trop faible concentration en nutriments des "bases organiques" produites qui ne permet pas d'envisager la production d'un engrais organique suffisamment concentré pour une fertilisation manuelle (et donc un apport de faible dose). La complémentation chimique devient alors trop importante d'un point de vue réglementaire et financièrement non-rentable. En canne à sucre et en prairie le marché doit de ce fait se limiter aux surfaces épandables mécaniquement (Vicon), ce qui représente une surface d'environ 810 ha pour la canne à sucre sur le TCO.

Enfin, en cours de projet, l'AFNOR a décliné la demande des producteurs de boues de station d'épuration d'intégrer celles-ci dans la liste positive de la norme engrais organique (NF U 42-001), ne permettant donc pas l'entrée d'une base organique prometteuse et lucrative dans ce circuit. De plus, divers acteurs de la profession agricole à la Réunion se sont positionnés contre l'utilisation des boues d'épuration en agriculture.



## Annexe **B**

# Informations complémentaires sur le modèle UPUTUC

Les acteurs impliqués ou pas dans la co-conception des circuits dans le cadre de GIROVAR, sont les agriculteurs et leurs parcelles agricoles (Unités de Consommation : UC), les producteurs de résidus organiques (Unités de Production : UP), les installations de transformation (Unités de Transformation : UT) et les transporteurs intervenant dans les relations entre ces entités. Ces acteurs peuvent être situés sur le territoire ou en être extérieur.

La figure ?? illustre les classes d'agents du modèle conceptuel : chacune des classes possède des caractéristiques qui lui sont propres et des interactions avec les différentes classes.

Le modèle de simulation UPUTUC se base sur ce formalisme multi-agent qui a été approuvé par les partenaires du projet. Son développement a commencé à partir d'octobre 2012 sur la plateforme commerciale AnyLogic. UPUTUC a été enregistré auprès de l'Agence pour la Protection de Programmes (Inter Deposit Digital Number FR.OO 1.2300 16.000.R.P.20 15.000.30000) et son fonctionnement est décrit dans un document de conception détaillée et un document technique (voir [5]).

Toutes les instances dans chacune des classes d'entité y sont individuellement représentées : tous les éleveurs de monogastriques du territoire, participants aux circuits de valorisation ou pas (la participation étant une variable de simulation) ; chacun des autres producteurs (dont 3 **STEP** et 2 plateformes de broyages de déchets verts ; chacune des parcelles ou îlots (groupe de parcelles appartenant à un exploitant) agricoles ; et chacune des installations de transformation, existante ou imaginée.

L'ensemble des propriétés d'intérêt (incl. contraintes temporelles) est renseigné par classe, ou par instance ou lien spécifique si l'information le permet (par ex. taille de parcelle, d'élevage, de la fosse de stockage, distance et temps de transport entre instances) ou si le modèle le requiert (par ex. variation de la date de fertilisation au sein de la fenêtre temporelle propre à une classe de parcelles/culture). Les étapes de la conception des circuits (voir annexe **A**) ont permis de progressivement alimenter le modèle de simulation de caractéristiques propres aux agents. D'autres ont dû être

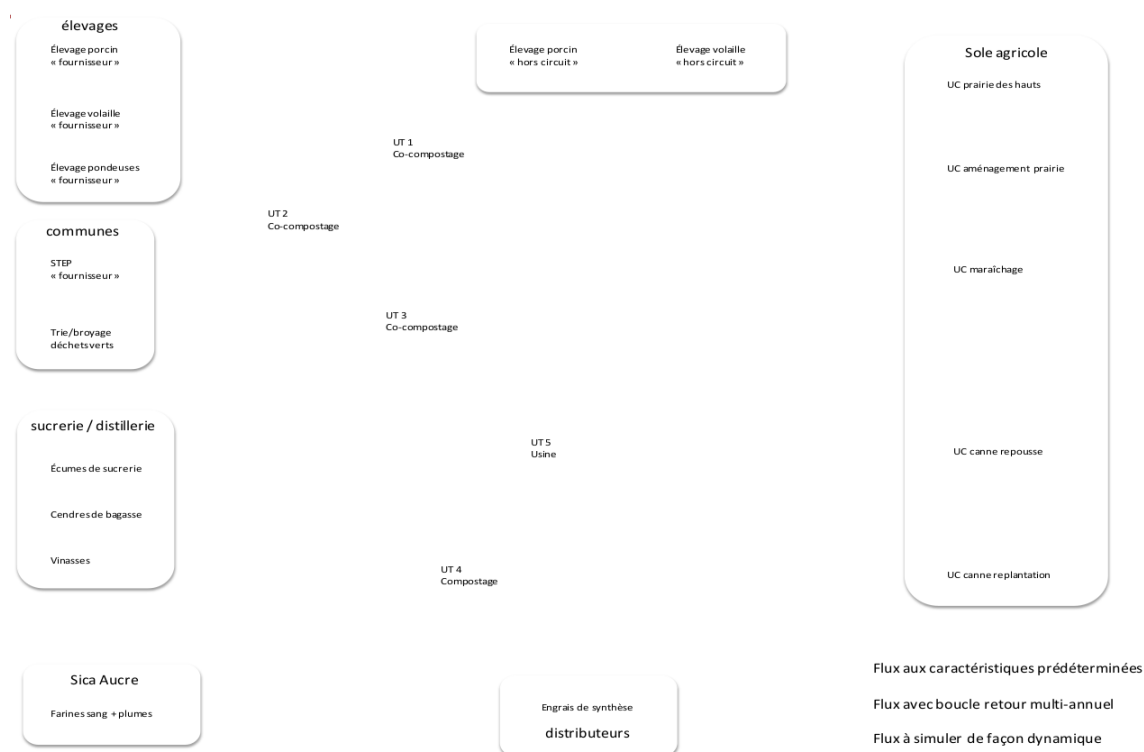


FIGURE B.1 – Entités du modèle conceptuel de UPUTUC.  
*Extrait du rapport final du projet Girovar [230].*

élaborées, tel le temps de transport, à partir d'une analyse de réseau avec un SIG<sup>1</sup>. Les échanges de matières se réalisent au sein du modèle sur la base de demandes émises soit par un fournisseur soit par un récepteur, dont l'acceptation dépend de la disponibilité.

UPUTUC a été livré en octobre 2013. Son interface (figure B.2) permet son utilisation par les partenaires (à condition de le rendre indépendant de la plateforme AnyLogic, ce qui à l'heure actuelle n'est pas encore le cas).

Les graphiques indiquent l'évolution d'une sélection de stocks au cours de la simulation. L'évolution de chaque entité individuelle peut être suivie au cours de la simulation, au travers de la carte interactive par exemple.

UPUTUC a permis de confirmer le bon fonctionnement tant de l'approvisionnement des UT que de l'écoulement de leur production sous certaines hypothèses, ainsi que l'absence de conflit avec les voies d'écoulement des résidus restant en dehors des circuits co-conçus. Il a également fourni des informations utiles à l'évaluation économique (temps et distances de transport notamment).

1. Logiciel Système d'informations géographiques



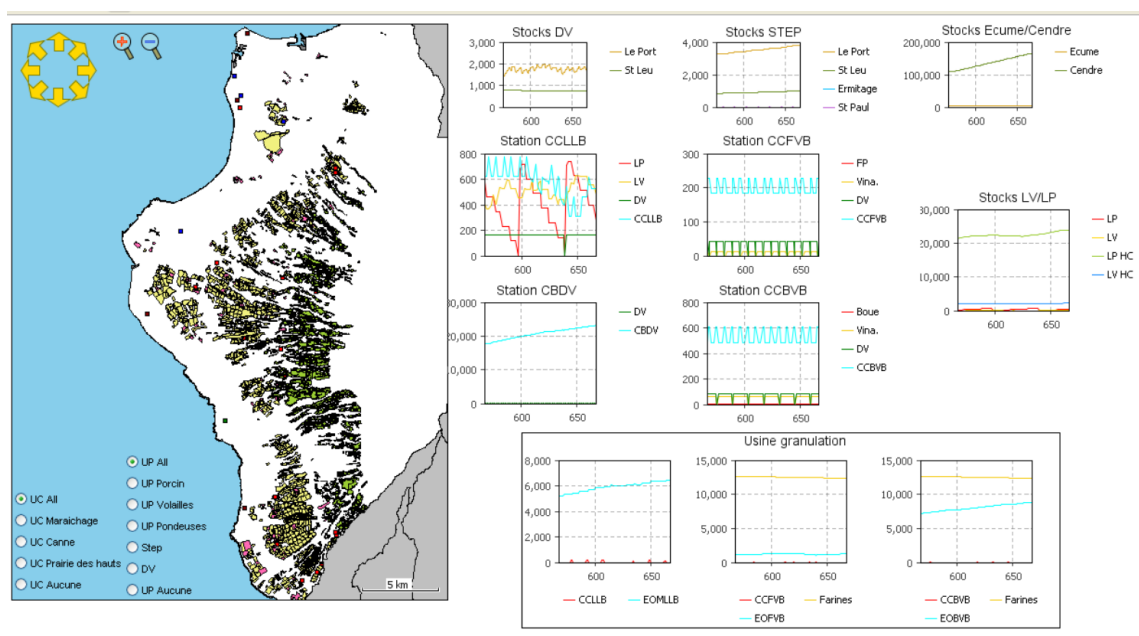


FIGURE B.2 – Fenêtre de simulation du modèle UPUTUC.



## Sorties modèle UPUTUC

Tonnages annuels moyens des produits utilisés en agriculture, estimés par les simulations du scénario de symbiose territoriale au moyen du modèle UPUTUC. Chaque graphique représente une combinaison “surface agricole – produit”.

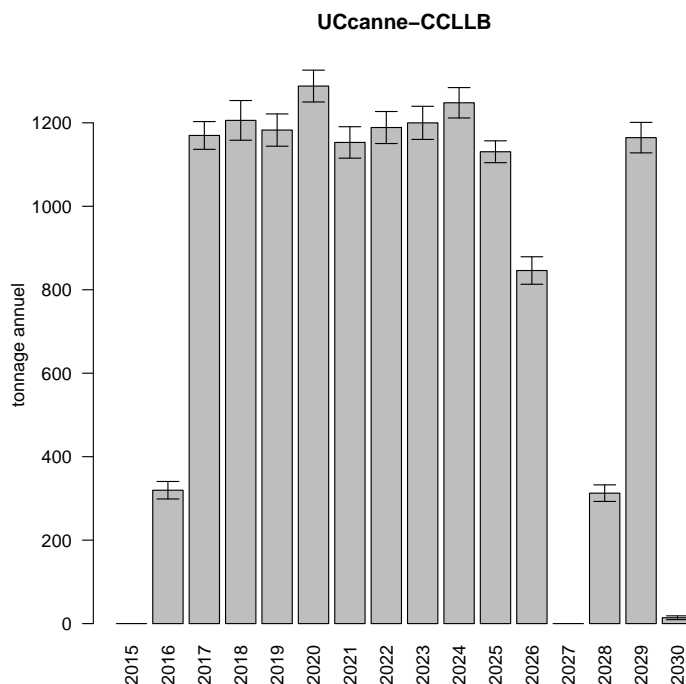


FIGURE C.1 – Les deux premières années marquent le lancement de la filière mais surtout l’instanciation en replantation des UC cannes utilisant le CCLLB (équipées d’un épandeur tracté). Le cycle moyen de replantation dans le modèle est fixé pour toutes les instances à 11 ans, lesquelles n’utilisent pas le CCLLB, ce qui explique l’absence totale de fertilisation en 2027. Cette anomalie est due à un paramétrage du modèle, que nous avons conservé afin d’estimer l’influence d’un tel événement ponctuel sur la conséquence climatique

FIGURE C.2 – Quantités annuelles de EOFVB estimées être épandues sur canne

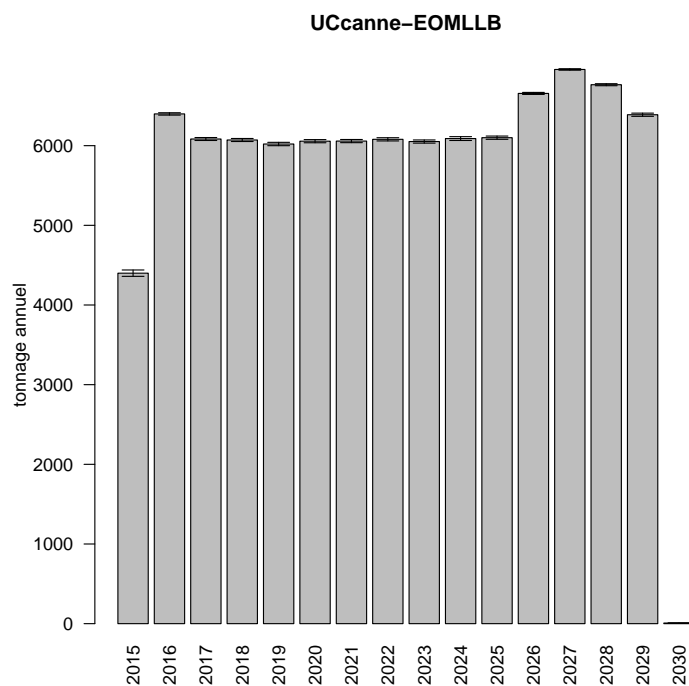
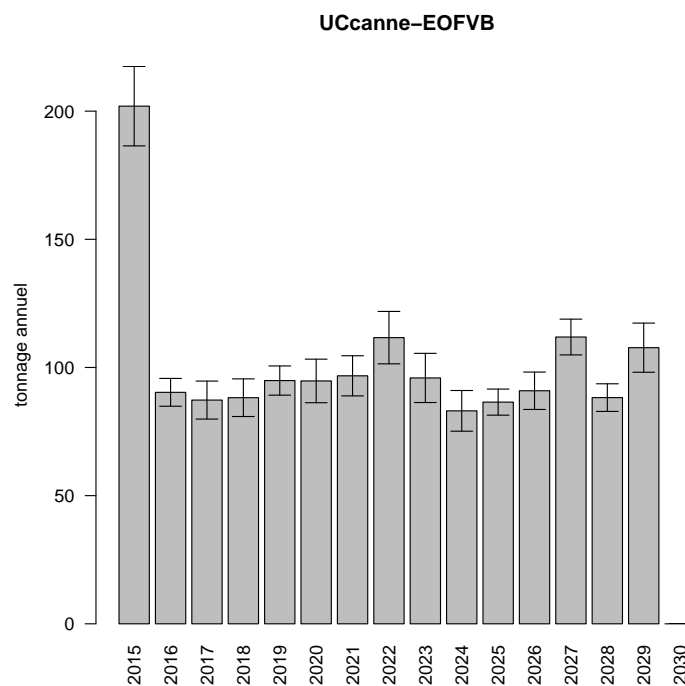


FIGURE C.3 – En combinaison avec l'utilisation du CCLLB sur canne, le saut observé autour de 2027 de l'usage du EOMLLB est une réponse au cycle de replantation de la canne

FIGURE C.4 – L’observation d’une saisonnalité biannuelle est due au cycle et prédiode des apports sur maraîchage qui pour le CCLLB est juin-juillet à l’année N et mars et septembre à l’année N+1. Cette saisonnalité est ici exagérée par l’instanciation simultanée des agents à l’initialisation du modèle, lesquelles se fournissant sur des cycles réguliers. Cette synchronisation ne semble pas affecter l’usages des autres produits

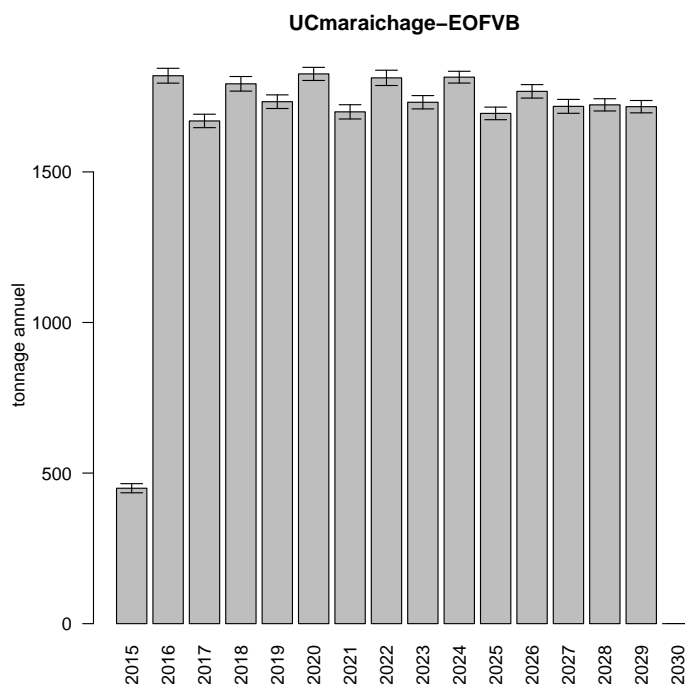
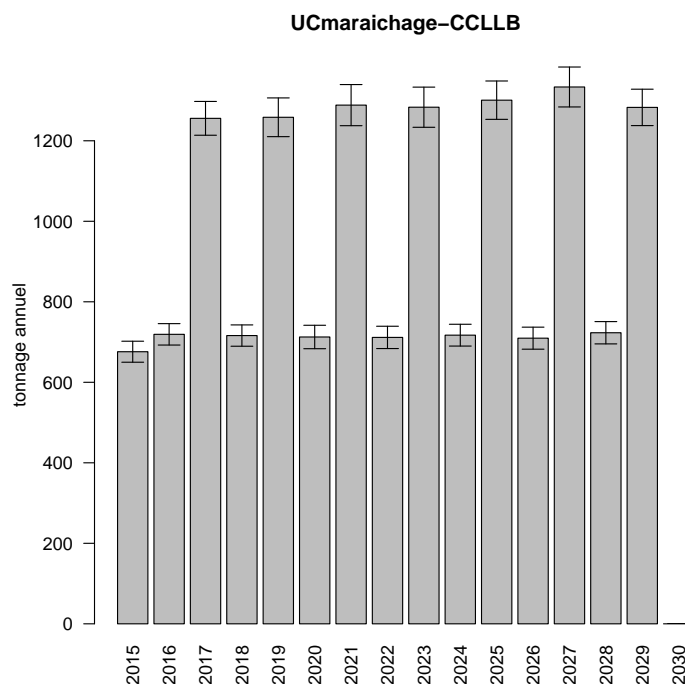
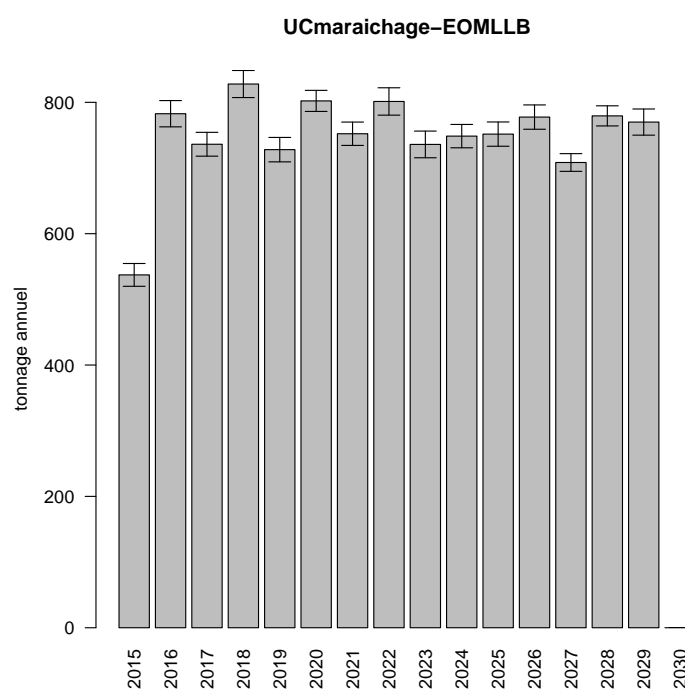


FIGURE C.5 – Les faibles variations internannuelles sont une résultante des cycles de fertilisation, comme expliqué pour l’usage du CCLLB, bien que ces deux ne soient pas corrélé puisqu’ils ne sont pas nécessairement utilisés par les mêmes exploitations

FIGURE C.6 – Quantités annuelles de EOMLLB estimées être épandues en maraîchage



## Phénomènes d'intérêts à indicateurs

### D.1 Porteurs d'enjeux

Tel que défini dans le chapitre 7, les porteurs d'intérêt sont les acteurs possiblement directement affectés ou ayant pour champs d'intervention des milieux affectés par l'action territoriale. On peut ainsi les lister par phénomène d'intérêt, table D.1.

\* Dans la mesure où le cadre d'analyse anthropocentrique –faible– permet d'outrepasser les limites physiques et utilitaristes de l'anthropocentrisme fort [173]. Néanmoins, que l'ensemble des acteurs soit concerné ne signifie pas qu'il faut fournir une indication des contributions individuelles, particulières (on y revient plus loin...). Concernant la contribution à un phénomène global comme le changement climatique, il est en effet possible que des postes d'émissions aient un impact plus important dans un scénario qui serait globalement moins impactant. Dans les cas de phénomènes globaux il est donc plus pertinent d'évaluer l'impact d'un scénario en tant que tel, que des contributions individuelles.

### D.2 Sélection des types d'indications et description d'indicateurs

Pour chaque phénomène d'intérêt et sur la base de l'index-questionnaire, des questions permettant d'explicitier les types d'indications possibles ont été formulés. Ces questions ont servi pour l'interprétation de dialogues (lors de réunions, comités techniques ou de pilotage, ou autres échanges informels dans des forums par exemple) avec les porteurs d'intérêts pour identifier les types d'indications à retenir.

TABLE D.1 – Liste des porteurs par enjeux

Environnement	Phénomène	Situation	Porteurs d'intérêts
Environnement des habitants	Exposition olfactives issues de compostage et épandage	Périphérie de zones de compostage et champs	Agriculteurs et riverains
Environnement des habitants	Exposition à des nuisances sonores	Bordure des nouvelles installations	Riverains
Environnement des habitants	Concentrations toxiques d'éléments dans les plantes maraîchères	Champs	Agriculteurs et habitants du territoire
Environnement des habitants	Pollution nappe phréatique	Territoire	Collectivité
Environnement des habitants	Impact visuel dans le paysage	Périphéries zones d'installations	Riverains
Environnement métabolique	Fertilité du sol	Champs	Agriculteurs
Environnement métabolique	Transferts de "contaminants" des produits organiques vers la plante	Champs	Agriculteurs et agro-industriels
Environnement global	Contribution au changement climatique	Mondial (planétaire)	État (champ d'intervention) et ensemble des acteurs*
Environnement global	Épuisement des ressources non renouvelables	Global (économique)	État et collectivité (résilience) et ensemble des acteurs*



# Annexe E

## Profils de fertilisation dans le scénario optimal

TABLE E.1 – Profils de fertilisation de la canne dans le scénario optimal

Profil	EOMLLB	CCLLB	EOFVB	13-8-24	CompostDV	Lisier porc	Litière	Écume
1	1	1	1	1	1			
2	1	1	1	1	1			1
3	1	1	1	1				1
4	1	1	1	1				
5	1	1		1	1			
6	1	1		1				1
7	1	1		1				
8	1		1	1				
9	1			1		1		
10	1			1			1	
11	1			1				
12				1				1

TABLE E.2 – Profils de fertilisation en maraîchage dans le scénario optimal

Profil	EOMLLB	CCLLB	EOFVB	13-8-24	Compost DV	Litière	Écume
1	1	1	1	1	1		
2	1		1	1		1	
3	1		1	1	1	1	
4	1		1	1		1	1
5	1	1	1	1	1		



# Annexe F

## Bilans massiques pour l'analyse comparative

Sur la figure F.1 sont synthétisés les bilans massiques moyens annuels pour les différentes sources d'émissions de GES considérées dans l'analyse comparative. Une valeur positive signifie que dans le scénario optimal l'usage augmente. Une valeur négative signifie que le scénario optimal engendre une réduction de cet usage.

	Minéralisation et volatilisation (émissions au champ)					
	Compostage (émissions en stations)					
	Import/fabrication (émissions hors territoire)					
	prairie	canne	maraîchage	extérieur	aménagement	CIRCUITS
CCLLB		839 t	918 t			1758 t
EOMLLB		5761 t	702 t			6464 t
EOFVB		96 t	1560 t			1656 t
compost DV		- 289 t	+ 172 t		- 6500 t	6617 t
lisier	- 2139 t	- 2873 t		- 2153 t		7165 t
litière	- 62 t	- 460 t	+ 59 t	- 3940 t		4404 t
fientes	- 146 t	- 506 t	- 463 t	- 446 t		1561 t
farines		- 265 t				265 t
écume		- 53 t	+ 96 t	- 43 t		
vinasse		- 856 t				856 t
potasse		+ 30 t				
13-8-24		- 2854 t	- 624 t			
30-10-30	+ 20 t					
N/P/K						2896 t

FIGURE F.1 – Bilans massiques pour l'analyse comparative.



## Efficienc e radiative

Le calcul du forçage radiatif (RF) nécessite de connaître l'efficienc e radiative des gaz. Celle-ci est donnée par le GIEC en  $\text{W.m}^{-2}.\text{ppbv}^{-1}$  [168]. Or il faut exprimer pour estimer le forçage radiatif d'émissions massiques de gaz il est nécessaire d'exprimer cette efficienc e radiative en  $\text{W.m}^{-2}\text{kg}^{-1}$ .

Pour faire cette conversion il faut rapporter l'efficienc e radiative à la densité moyenne de l'atmosphère et le ratio massique entre la molécule et l'air [213], autrement dit il faut multiplier l'efficienc e radiative par :  $\frac{10^9}{Tm} \cdot \frac{Ma}{Mx}$  où  $Ma$  est la masse moléculaire moyenne de l'air ( $28,96 \text{ kg.kmol}^{-1}$ ),  $Mx$  la masse moléculaire de la molécule  $x$ ,  $Tm$  la masse totale de l'atmosphère ( $5,15 \times 10^{18} \text{ kg}$ ) [213].

Les conversions sont données dans le tableau [G.1](#).

Pour le  $\text{CO}_2$ , la demi-vie est composite et est donnée dans la section [8.3.1](#).

TABLE G.1 – Efficience radiative des gaz à effet de serre direct

formule	RE (ppbv <sup>-1</sup> )	Mmolaire	RE (kg <sup>-1</sup> )	demi-vie
C2Cl2F4	310 E-3	170.9	102.0E-13	190.0
C2Cl3F3	300E-3	187.4	900.3E-14	85.0
C2ClF5	310E-3	154.5	112.9E-13	190.0
C2F6	250E-3	138.0	101.9E-13	10000.0
C2H2F4	160E-3	102.0	881.8E-14	13.4
C2H3Cl2F	160E-3	116.9	769.3E-14	9.2
C2H3ClF2	190E-3	100.5	106.3E-13	17.2
C2H3F3	160E-3	84.0	107.1E-13	47.1
C2H4F2	100E-3	66.0	851.4E-14	1.5
C2HCl2F3	150E-3	152.9	551.6E-14	1.3
C2HClF4	590E-2	136.5	243.1E-12	0.2
C2HF5	230E-3	120.0	107.8E-13	28.2
CBrClF2	290E-3	165.4	986.2E-14	16.0
CBrF3	300E-3	148.9	113.3E-13	65.0
CCl2F2	320E-3	120.9	148.8E-13	100.0
CCl3F	260E-3	137.4	106.4E-13	45.0
CCl4	170E-3	153.8	621.5E-14	26.0
CClF3	250E-3	137.4	102.3E-13	640.0
CF4	900E-4	88.0	575.1E-14	50000.0
CH2Cl2	300E-4	84.9	198.6E-14	0.4
CH2F2	110E-3	52.0	118.9E-13	5.2
CH3Br	800E-3	94.9	473.8E-13	0.0
CH3Cl	100E-4	50.5	111.4E-14	1.0
CH4	364E-6	16.0	127.6E-15	12.4
CHCl2F	150E-3	102.9	819.5E-14	1.7
CHCl3	800E-4	119.4	376.8E-14	0.4
CHClF2	210E-3	86.5	136.6E-13	11.9
CHF3	180E-3	70.0	144.6E-13	222.0
CO2	137E-7	44.0	175.1E-17	
N2O	300E-5	44.0	383.3E-15	121.0
NF3	200E-3	71.0	158.4E-13	500.0
SF6	570E-3	146.1	219.5E-13	3200.0

# Annexe H

## Données matières

TABLE H.1 – Caractéristiques intrinsèques retenues des matières. Ces données sont issues de [36] ou on été estimées dans le cadre du projet GIROVAR avec COMPOMODEL [82] pour les composts.

produit	N (kg/t MB)	C (kg/t MB)	% MS/MB	% MO/MS
lisier de porc	3.4	14.4	5	64
litière de volaille	26	240	60	80
fiente de pondeuse	19	134	40	67
écume	7.4	87	29	60
farine animale	110	399	84	95
vinasse de sucrerie	11	173.3	45	77
engrais 30-10-10	300	0	100	0
engrais 13-8-24	130	0	100	0
compost déchets verts	12.1	256.5	55	70
CCLLB	16.8	136.8	70	56
EOMLLB	70.5	102	90	23
EOFVB	32.6	213	85	50

TABLE H.2 – Coefficients d'émissions carbonées et azotées par produit. Ces données sont issues de la littérature [36, 13, 198] ou ont été estimées à partir du modèle TAO [186] et de données d'analyses du laboratoire. Pour les émissions de  $\text{N}_2\text{O}$ , les émissions sont données pour des incubations sur le sol de la station d'expérimentation des Colimaçons, sauf pour les fientes de poudeuses qui ont été incubées sur un sol de Madagascar [198]

produit	k1	$\mu\text{g N-N}_2\text{O.h}^{-1}.\text{g}_{\text{sol.sec}}^{-1}$	$\text{N}_2\text{O}$ (kg/t MB)
lisier de porc	0.5	0.9	0.08
litière de volaille	0.40	0.5	0.58
fiente de poudeuse	0.80	1.2	0.43
écume	0.45	0.5	0.17
farine animale	0.85	–	2.46
vinasse de sucrerie	0	–	0.25
engrais 30-10-10	–	–	6.25
engrais 13-8-24	–	–	2.71
compost déchets verts	0.65	0.5	0.27
CCLLB	0.38	–	0.38
EOMLLB	0.35	–	1.58
EOFVB	0.35	–	0.73



Annexe	<b>I</b>
--------	----------

[Article] A framework for accurately  
informing facilitated regional industrial  
symbioses on environmental consequences

# A framework for accurately informing facilitated regional industrial symbioses on environmental consequences

François Dumoulin<sup>\*1 3</sup>, Tom Wassenaar<sup>2</sup>, Angel Avadí<sup>2</sup>, and Jean-Marie Paillat<sup>2</sup>

<sup>1</sup>CIRAD, UPR Recyclage et risque, F-97743 Saint-Denis, La Réunion, France

<sup>2</sup>CIRAD, UPR Recyclage et risque, F-34398 Montpellier, France

<sup>3</sup>ADEME, French Environment and Energy Management Agency 20, avenue du Grésillé-BP 90406 49004 Angers Cedex 01 France

## Keywords

environment, environmental assessment framework, anthropocentrism, facilitated regional industrial symbiosis, phenomena of interest

## Summary

Facilitated regional industrial symbiosis (FRIS) initiatives mainly aim at increasing regional resource use efficiency, but should also assess and anticipate other environmental consequences of the intended structural system changes. To successfully embed environmental criteria in a FRIS process, the environmental impacts resulting from induced system changes should comprehensively address all environmental aspects relevant to stakeholders.

Normative environmental assessment frameworks used in FRIS, such as life cycle assessment, assume a definition of environmental phenomena based on hybrid technocentric conceptions of the environment failing to address the ambiguity surrounding the concept of environment itself and its social foundations. As a consequence, stakeholders may perceive environmental assessment results either as biased or as external constraints, and overlook important criteria. The “environment” is a polysemous, relative and subjective construction. Therefore, the environmental consequences of structural system changes induced by collaborations among diverse regional stakeholders, such as a FRIS initiative, cannot be comprehensively identified by means of normative (objective) environmental assessment frameworks. They instead should be selected by means of environmental assessment frameworks that enable subjective identification of environmental phenomena of interest by embracing different perceptions on the concept of environment.

We propose such an environmental assessment framework providing both 1) a logical basis accommodating for all FRIS stakeholders’ perceptions of the environment and

---

\*francois.dumoulin@gmx.com

of environmental consequences, and 2) a method, embedding that logical basis, for the consideration of environmental consequences in FRIS. The logical basis is built by conceptually structuring independent key elements of the perception of “environment” which shape the relation between environmental consequences and FRIS stakeholders (object-subject relation). The method a) enables the stakeholders, by means of a facilitated participatory approach, to agree on relevant phenomena of interest, b) designs sound indicators to reflect the phenomena of interest, and c) computes these indicators to assess the environmental consequences of FRIS scenarios. This generic environmental assessment framework contrasts with the direct use of normative frameworks under which both the phenomena of interest and their indicators are conflated and predefined. The proposed framework is partially illustrated by describing its application to a specific case: the identification of phenomena of interest within a FRIS process aiming to recycle organic residues in Réunion.

## 1 Introduction

Efficient use of by-products is essential as resources become increasingly scarce (Ayres, 1989). Strategies adopted to address this issue could be effective when developed on a system-based rather than individual or isolated level (Bourg and Erkman, 2003). Industrial symbiosis (IS), taking up this challenge, is mainly defined as “engaging traditionally separate industries in a collective approach to competitive advantage involving physical exchange of materials, energy, water, and by-products” (Chertow, 2000). In a recent alternative definition Lombardi et al. (2012) proposed, among a range of other goals, the broader goal of “fostering eco-innovation”. That constitutes a lead, although a meager one, to the necessary consideration of environment in what is generally seen as a process of enhancing shared economic and environmental benefits (Boons and Howard-Grenville, 2011). Indeed IS is a subset of industrial ecology which approaches issues of sustainability by examining problems from multiple perspectives.

While the assessment of environmental consequences in eco-design of products has come a long way, the consideration of such consequences in an “eco-innovating” IS appears to be a still fairly open question. Recently Martin et al. (2015), but already previously Chertow and Lombardi (2005) and Chertow (2007) observed that “the symbiotic relationships are presumed to provide environmental benefits, although these benefits have seldom been carefully measured”, whereas Lombardi et al. (2012) call for the challenging of this core IS hypothesis. Following other authors, Lehtoranta et al. (2011) observe that the spontaneous formation of industrial symbioses is often motivated by economics rather than environmental concerns. Symptomatically, in a report of the IS community meeting such as that of the Third International Industrial Symbiosis Research Symposium (Lombardi and Laybourn, 2007), occurrences of the word “environment” concern mainly organiza-

tion and journal names. Occurrences in the core of the text are unspecific terms —“the environment”, “environmental impact”, “environmental burden”, “environmental pollution”— that occur in relation to the goal of IS: pursuing economic and environmental benefits. Probably resulting from their contextual setting, although justifications are rarely provided, “environmental benefits” are considered by individual IS through a focus on one or more themes from among resource depletion, climate change and pollution (see for instance (Zhou et al., 2012) and (Kovács, 2012)). The selection of such pursued benefits is generally not accompanied by a rigorous justification. We hypothesize that this relates at least partially to the absence of an epistemological basis.

Consequences other than those targeted are treated, if considered, as “externalities of symbiotic arrangements” (Chertow, 2007). When at aforementioned symposium one participant asked “what if economic [benefit] comes at the cost of the environment?” it was suggested that the rigorous application of measurement and metrics can identify any negative environmental costs at an early stage (Lombardi and Laybourn, 2007). But neither externalities nor appropriate costs to measure are subjected to a rigorous identification process. Instead, the issue is treated as if their selection were an obvious task based on invariable criteria for any type of IS. We suggest that IS would benefit from a framework allowing to define the relevant “environment” to consider in each particular setting. The study of IS initiatives so far largely focused, from a variety of perspectives (Boons et al., 2011), on self-organizing, spontaneous, serendipitous IS versus top-down planned IS. These two stylized, contrasted models, as Chertow (2007) herself puts it, can be seen as the extremes of a continuum. Paquin and Howard-Grenville (2011, 2012) suggested that facilitated IS could constitute a promising middle ground where facilitation could allow to overcome a number of well-known barriers to IS uptake (Chertow, 2007; Golev et al., 2014). Facilitated regional industrial symbiosis (FRIS) can be established by organizations or individuals (see (Paquin and Howard-Grenville, 2012)) and references therein) legitimized by that network. Paquin and Howard-Grenville (2012) revealed a FRIS process where facilitation was provided by a third team in what could be characterized as a “goal-catalyzed” —rather than a “goal-directed”— process Wassenaar et al. (2014): the research and development team launches an iterative process on the basis of an initial, and progressively adapted, “plausible promise” of benefit (Douthwaite et al., 2001). Such a process extends the opportunity set of participating stakeholders, and it is then up to the actors to concur with an IS scenario, leading to its implementation, depending on their “model of choice” (Boons and Spekkink, 2012). Even though an individual’s choice model may cover multiple dimensions, this article is concerned exclusively with the environmental dimension of such models. A sound definition and selection of relevant environmental consequences to assess, would be of particular interest from such

a FRIS process perspective (Boons et al., 2014) where IS is to be informed upon design on estimated consequences of intended choices.

In the industrial ecology and IS literature, explicit addressing of environmental issues is mainly done —regarding five types of research questions: analysis, improvement, expansion, design and circular economy (Mattila et al., 2012)— by means of normative assessment methods (Boons et al., 2011). Such methods include material flow analysis (Martin et al., 2015; Chertow and Lombardi, 2005; Jacobsen, 2006), life cycle assessment (LCA) (Martin, 2015; Martin et al., 2015; Mattila et al., 2012; Zhu, 2013), and environmentally extended input-output analysis (Mattila et al., 2012) which is an application of LCA. LCA, though being a standardized and largely used method, is not “value free”, despite claims it is (or should be) a non-judgmental approach, unlike a label. LCA, as any other environmental assessment method, works thanks to, but not only, preference values and normative claims (Hertwich et al., 2000; Ehrenfeld, 2006). Normative claims are based on ethic, cultural or even usage preferences. Starting points of environmental impacts characterization methods are thus based on normative judgments that frame environmental issues (Graedel, 1997; Craig, 1998; Graedel, 1998).

Given the complexity of environmental systems involved and difficulties to deal with human reasoning, conflicting goals and interest (Hertwich et al., 2000), and the fact that FRIS stakeholders may define environmental impacts and their reduction in different ways (Boons et al., 2011), the definition of “environment” is generally not specified (Dumoulin and Wasseenaar, 2014) and environmental impact categories are treated by practitioners as if they were obvious and their inherent ambiguities are ignored (Matos and Hall, 2007). As a result, one thus focuses on how, where and when application of environmental assessment tools such as LCA is appropriate (Matos and Hall, 2007). Our contrasting stance is that prior to asking “are environmental issues rigorously treated?” FRIS requires one to ask “what are the environmental concerns to assess?” in order to comprehensively address all environmental aspects relevant to its diverse stakeholders. General environmental issues are of great importance, but should not impede the consideration of stakeholders’ concerns (Svarstad et al., 2008). Their viewpoints and, concomitantly, the social relevance of environmental phenomena, should be considered before identifying corresponding appropriate indicators (Heink and Kowarik, 2010). Indeed, people act according to their perception of ecological impacts, rather than the impacts per se (Boons and Howard-Grenville, 2011) and environmental phenomena related to an IS initiative have to match its actors’ model of choice.

Researchers in other fields have tempted to identify environmental criteria of interest to stakeholders —the target to be informed— in participatory approaches for particular industrial sectors. The EVAD project, for instance, illustrates such an approach applied to aquaculture (Rey-Valette

et al., 2008), while the AVIBIO project does so for the organic poultry industry (Pottiez et al., 2012). Further examples in the literature include applications to multi-stakeholder forestry and other land use management (Fraser et al., 2006; Reed et al., 2006). These participatory approaches identified environmental indicators —namely the “measures or components from which conclusions on the phenomenon of interest can be inferred” (Heink and Kowarik, 2010)— that make sense to stakeholders on the basis of their ways of representing environment. This addresses sustainability related indicators regarding an existing industrial system, but it does not guarantee the comprehensive consideration of consequences related to FRIS induced structural system changes. Furthermore, when addressing a sectoral industrial business, the selected environmental assessment indicators (and related phenomena of interest) will be intimately linked to the industrial activity concerned and its actors’ specific models of choice, whereas in the absence of a sound framework it may be hard to avoid the caveat of an insufficiently “global” and exhaustive consideration of the environmental consequences. Such an individual (e.g. farm or plant) scale and sector level representation of environment may be hard to transpose to FRIS processes that, by definition, involve various sectors while seeking changes, not in isolated systems but rather in interactions between such systems at a regional scale. Concomitantly, it appears that there exist no epistemological foundations and straightforward method for identifying shared environmental assessment phenomena in such situations. Hence, there is a need to build an environmental assessment framework that enables identification of all possible common environmental phenomena of interest by embracing the FRIS stakeholders’ diverse perceptions on the concept of environment.

In this article, we propose such a framework. Based on multidisciplinary dimensions that underpin the environment concept, this framework provides both 1) a logical basis accommodating for all FRIS stakeholders’ perceptions of the environment and of environmental consequences, and 2) a method, embedded in that logical basis, for the consideration of environmental consequences in FRIS. The collective identification of all phenomena of interest—the first step of the method—is a prerequisite for the selection of environmental indicators and their subsequent assessment (steps two and three). Only the implementation of the method’s first step is illustrated through a FRIS process we have recently been involved in. Although presenting the framework application method comprehensively, we stress that this article focuses on establishing a shared understanding of “environment” among FRIS stakeholders as represented by a set of environmental phenomena of interest, thus excluding ruminations on the actual assessment of the environmental consequences of IS.

## 2 Epistemological basis

### 2.1 Environment: a fuzzy and polysemous notion at the crossroads of different perspectives

The concept of environment, and thus of “environmental impact”, is widely used as if it was unambiguous. The meaning of environment has seldom been discussed and questioned since the 1990s (Theys, 2010). In the absence of a clear-cut and broadly accepted definition, there are different “truths” regarding environmental perspectives, that stakeholders may consider to be biased or irrelevant when their perspectives and concerns are overlooked (Svarstad et al., 2008; Keskitalo, 2004). The environment concept should be discussed in order to avoid such a done deal when conducting an environmental assessment for a FRIS. Actually, the definition of environment is neither absolute, nor trivial. It is not absolute because it may refer to a certain definition of nature (Carolan, 2005) that, for instance, does not hold for all societies (Descola, 2000), and it is not trivial because even in so-called modern societies (Latour, 1993), unlike “nature”, environment does not refer to an object per se: environment reflects object-subject relationships as an “intermediate reality” (Descola, 2000). The subject can, for instance, be an individual, regional policymakers or the global market. Environment is thus the result of different perspectives that can diverge from one subject to another, as amply discussed, for instance, by constructivist contributions to environmental sociology. Environment is a “recent historic event” (Latour et al., 1991) and definitions of the concept result from largely random, half-scientific and half-institutional co-construction processes (Charvolin, 2003). In fact everyone knows about environments, but there is a lack of a unified conception of the environment (Latour et al., 1991; Theys, 2010) or its limits (Giddings et al., 2002). In an attempt to clarify the situation, Theys (2010) proposed to classify the range of conceptions existing across disciplines, countries and cultures into three families of conceptions of the environment that are: objective and biocentric (environment as nature); subjective and anthropocentric (environment as a system of relations surrounding us); and technocentric (environment as a set of limits and problems).

Although this classification enables identification of different conceptions of the environment, it is not built on a logical basis of a shared representation of the environment required in the decisional context of a FRIS. Indeed, in a FRIS, stakeholders are involved and the challenge is to accommodate for their particular perceptions in order to identify all environmental concerns. The hypothesis we follow hereafter is that an anthropocentric conception of the environment can embrace the range of FRIS stakeholders’ viewpoints regarding the environment. Such an anthropocentric conception differs from the anthropocentric conception of the environment described in

[Theys \(2010\)](#). It rather is weakly anthropocentric ([Norton, 1984](#)), that is to say, it goes beyond the satisfaction of felt preferences of human individuals – desires and needs insulated from any criticism or objection – seeking to encompass all considered and rationally assessable preferences. A considered preference is any desire or need that a human individual would express after careful deliberation, including a judgment that the desire or need is consistent with a rationally adopted world view. Weak anthropocentrism requires no radical, difficult-to-justify claims about the intrinsic value of nonhuman objects and, at the same time, it provides a framework for stating obligations that goes beyond concern for satisfying human preferences. As such it allows for the inclusion of possible non-instrumental values ([Maris, 2010](#)). Indeed, some stakeholders may have a technocentric conception of the environment, even though others may defend naturalistic values. All three conceptions of the environment described in [Theys \(2010\)](#) may potentially be encountered within such an anthropocentric conception that constitutes the cornerstone of the environmental assessment framework’s logical basis.

## **2.2 Semantic framing of the environment**

Since environment is a polysemous notion, the environmental assessment framework’s logical basis should include miscellaneous environmental perspectives. This logical basis, relying on a weakly anthropocentric conception for a FRIS, should not rely exclusively on natural sciences and engineering, but rather be founded on knowledge from social science on the human valuing of environment. Constitutive elements of such a framework might be found at the crossroads of different social science disciplines that contemplate intrinsic relationships between humans and the environment. We focused here on the three most concerned disciplines: economics, geography, and anthropology ([Morel et al., 2010](#); [Theys, 2010](#)).

Beyond the intrinsic relativity of the (concept of) environment as a system of relationships between nature and society, these three disciplines have divergences regarding their conceptualization of the environment, thus reflecting the polysemy of the notion. In such a pluralistic science perspective ([Richardson, 2006](#)), it seems futile to seek to unify the environment concept. Nevertheless, by assessing how the three disciplinary fields consider the environment, a comprehensive literature review enabled us to identify common key elements inherent to the perception of environment. Details of this review can be found in the Supporting information.

## **2.3 Key elements of the perception of environment**

Environment is conceived in the relational object-subject framework, where subject and object are plural. Whereas the subjects (i.e. FRIS stakeholders) are unambiguously identified as the starting point and target of the



assessment, their objects of concern have to be identified. Relations pertaining to an economic viewpoint are potentially focused on environmental components of functional value (Siebert, 2008) to the regional IS, within or beyond the territory. Those pertaining to social viewpoints are focused on the physical media (Morel et al., 2010) through which the FRIS may affect people, while from a geographical standpoint, all “physical materiality” (Le Berre, 1995) elements possibly affected by the FRIS within its territory may constitute objects of concern. This consists of altered natural objects as well as changes in other objects that impact the relation between the former objects and subjects. We thus identify a first key element of perception as all physical objects and media affected by the FRIS. Since these depend on the specific characteristics of each FRIS, the objects cannot constitute a structuring dimension of the environmental assessment framework’s logical basis.

Secondly, the disciplinary fields studied present different ways of valuing (natural) objects. Within this value dimension of the subject-object relation, a distinction can be made between: 1) functional value relations, where objects are primary or secondary factors of production, as in economics and geography, and 2) non-functional value relations where changes in the object directly affect humans in a moral, sensitive or biophysical manner, as in anthropology and social geography. These two classes of relations (i.e. functional versus non-functional) usually concern different sets of both subjects and objects that may belong to both classes and are thus not exclusive to either class. The distinction of relations between functional and non-functional nevertheless allows for mutually exclusive and jointly exhaustive partitioning of the relations themselves: none can be part of both classes whereas each is necessarily part of one of them.

Thirdly, the valuing of environment is also influenced by the proximity (November, 2004) between object and subject. In a global conception of the environment in economics, object-subject distance makes sense through numerical measures such as a cost or externalities, whereas it clearly has an influence in anthropology, in sensitive and affective terms (perception of consequences, (Joireman et al., 2001)), and in geography, in terms of usage (in situ and spatial constraints, Le Berre (1995)). Although varying continuously, the FRIS itself allows for a second relevant and crisp partitioning of the impacted environment on the basis of proximity—affected objects are located within the subjects’ “own territory”, or situated beyond it. Such a distinction is relevant because relations are mostly fundamentally different on both sides: object changes beyond the territory (which may be grouped under a heading of “global”) do not, or not directly, impact the FRIS subjects whereas, in contrast to local changes, global functional relation changes are hard to address. This recalls the foreground (the system of primary concern) versus background system distinction of LCA (Azapagic et al., 2007), but in contrast to the latter, the local versus global distinction is crisp and

unambiguous. The temporal dimension provides an important fourth key element: whereas the former key elements allow identification of relevant consequences and qualification of their intensity, considering their dynamics is also essential. According to social science, an individual acts depending on his/her perception of ecological impacts rather than on impacts per se (Boons and Howard-Grenville, 2011). In addition, environmental consequences related to an action may be more or less spread over time. Moreover, and also according to social science, the valuing of future environmental consequences of actions varies between individuals, where a relatively high “consideration of future consequences” (Strathman et al., 1994) reveals pro-environmental behavior (Joireman et al., 2001). Similarly, in reference to economic theory, the causality of an individual’s action is placed in the future (Commons, 1950). This individual’s perspective is called *futurity* and leads to consider stakeholders’ short and long-term perspectives. Such differentiation in temporal perspective was already integrated in the ReCiPe method (Goedkoop et al., 2013) for assessing environmental impacts of product life cycles and thus deemed as a relevant aspect for a comprehensive environmental assessment. As noted for the first key element, objects changes, the dynamics of consequences cannot constitute a structuring dimension of the generic framework: possible distinctions between, for instance, short- and long-term effects remain ambiguous because depending on particular subject, object and characteristics of the subject-object relationship. To summarize, we identified four common key-elements of an anthropocentric representation of the environment for a FRIS:

1. relevant object changes: *physical object and media changes* that affect FRIS subjects;
2. the *functionality* of the object-subject relation;
3. the *proximity* of the object-subject relation; and
4. the *futurity*: temporal consideration of consequences.

These key elements provide the logical basis required for elaboration of a shared representation of the environment.

### 3 An anthropocentric classification of environmental consequences

Environmental impact makes sense to an individual when perceived (Boons and Howard-Grenville, 2011) and thus depends on the change in his/her relation to the object. Combining the binary distinctions within key-elements functionality and proximity as two dimensions of the object-subject relation

(i.e. functional or not and local versus global) constitutes a sound, mutually exclusive and jointly exhaustive (Marradi, 1990) classification scheme of such changes involving four classes. The consideration of futurity is addressed when defining indicators upon application of this classification to a particular FRIS (see next section).

One out of these four classes, which is the *global and non-functional* class, contains no tangible relation between possible object changes and subjects but only symbolic relations of an ethical nature. Such relations may be functionally valued by the establishment of economic mechanisms (e.g. ecosystem service payment schemes). Similar relations are encountered in the *global and functional class*, where changes may substitute or combine with physical object-subject relation changes (e.g. climate change). The FRIS marginal effect on the latter changes will mostly be small or insignificant as they occur over long periods. Since *symbolic relations* dominate in the two *global and functional* and *global and non-functional* classes and since these relations do not have fundamental differences, we propose to merge these two classes into one: *global*. This stance is similar to that adopted in most current life cycle impact assessment methods.

On the basis of the resulting three classes (local and functional, local and non-functional, and global), three types of environment may thus be distinguished that together encompass all aspects identified in the studied disciplinary fields: metabolic, inhabitant, and global environment; respectively. The first is functional for local stakeholders' purposes; the second refers to the physiological and psychological well-being of the territory's inhabitants; the third relates to objects outside the territory [and is] linked to a global awareness of environmental issues. The following sections describe the characteristics of the environmental consequences of each of these three classes of environment. Assessing the environmental consequences of any FRIS on the basis of such a classification, facilitates the exhaustive, participatory identification of relevant environmental consequences (phenomena of interest) and the correct definition of indicators. As such, the scheme explicitly recognizes that human purposes —goals, values, and priorities— are an integral part of ecological model-building, providing the ensuing pluralistic valuation structure called for by Norton and Noonan (2007).

### 3.1 The metabolic environment

The class of functional and local object-subject relation consequences concerns an environment that underpins industrial activity in the territory. This functional proximity addresses the local production system involved in its industrial metabolism (Ayres, 1989; Wassenaar, 2015). It is thus both a receptor and an actor of the local productive economy, and thus a constitutive element of that metabolism. Regarding this environment in the FRIS process, we coined the term metabolic environment. It refers to all bio-

physical compartments of ecosystems within the FRIS area that constitute an integral part of production systems for which they constitute production factors (i.e. raw material inputs or primary factors). As [Wassenaar \(2015\)](#) put it, the metabolic environment designates the part of the industrial metabolic network which stakeholder groups designate as belonging to the environment. *The assessment of environmental consequences in the metabolic environment should provide indications, defined as the reflection of phenomena of interest by an indicator (Heink and Kowarik, 2010), on the degree and extent to which the FRIS might positively or negatively affect the production of goods and services.* The metabolic environment is conceptually close, though not identical, to ecosystem services (ES) —the benefits societies obtain from ecosystems ([Millennium Ecosystem Assessment, 2005](#))—, a concept that has been widely adopted since the Millennium Ecosystem Assessment (2005). ES are likewise elaborated on the basis of a functional representation of the environment stemming from an economical conception ([Siebert, 2008](#)), thus under an economic valuation ([de Groot et al., 2002](#)). The ES concept is however not necessarily located, and in a monistic view of valuation ([Norton and Noonan, 2007](#)), tallies nonfunctional services. In contrast to the broad ES concept, the metabolic environment specifically refers to the biophysical components that take part in the industrial metabolism of the territory-level industrial system. ES may also be considered in the other “environments”, under different valuation approaches.

### 3.2 The inhabitant environment

In economics, the clinical and psychological well-being of inhabitants in the territory is considered in terms of the consumption of public goods such as air to breathe or landscape amenities ([Siebert, 2008](#)). In geography, we refer to social groups in a territory that exchange with the environment ([Le Berre, 1995](#)). In anthropology, the well-being of inhabitants is considered generally via nuisances ([Dobré, 2003](#)). These views are close and their semantic envelop can be pertinently and clearly defined as the whole of direct relationships between inhabitants in a FRIS’ geographic area and the environment resulting from human sense’s perception or from human metabolism (material exchange), influencing their well-being. The so-called inhabitant environment is considered by some authors in terms of “social” or “socioenvironmental impacts” ([Kijak and Moy, 2004](#)), including impacts on visual amenities, odor, noise and on public health. ES are considered in the inhabitant environment under a socio-cultural valuation ([de Groot et al., 2002](#)). [Kijak and Moy \(2004\)](#) highlighted that those indications are of primary interest when addressing local populations. Indeed, in contrast to a citizen, an inhabitant is not emancipated ([Lolive, 2010](#)), and ignoring the inhabitant’s living environment can be a source of “environmental injustice” ([Faburel, 2010](#)). In contrast to “ecological justice” which addresses

lifestyles that involve economic mechanisms that produce ecological impacts, environmental justice inherits from civil rights movements (Faburel, 2010). Environmental justice then addresses a local-scale environment and the inhabitants. The relation between the inhabitants and their environment is to be taken into consideration, notably since the living environment is especially propitious to mobilizing inhabitants (Lolive, 2010). *The assessment of environmental consequences in the inhabitant environment should provide indications on the degree and extent to which human well-being might positively or negatively be affected by the FRIS.*

### 3.3 The global environment

Environmental consequences beyond the territory affected by a FRIS may only be relevant to stakeholders through a symbolic proximity, which is a conception disconnected from a daily and geographically nearby environment. Hereafter we use the term global environment in reference to all off-site biophysical components that may be affected by a FRIS whose corresponding changes do not directly impact the population and economy in the FRIS area. This may concern direct changes in large media surrounding the territory (e.g. emissions prompting changes in the ocean or the atmosphere), or indirect off-site biophysical changes. The concrete dimension of such a broad environment is not at all clear-cut. ES are considered in the global environment mainly under an ecological valuation (de Groot et al., 2002). While some phenomena of interest explicitly address tangible entities (Theys, 2010), some constitute moral values, for instance immaterial concerns of “ecological equity” (Faburel, 2010). Frameworks like LCA or the ecological footprint (Rees, 1992) are mobilized in such contexts. Those frameworks consider a broad a priori range of phenomena, some of which can be located in space and time (Mutel et al., 2012) and others cannot (Rees, 1992). From an economic standpoint, the global environment —as a receptacle of emissions— may concern the climate, for instance, or constitute a supplier of raw materials. Environmental phenomena of interest in the global environment ideally refer to the degree and extent to which global or distant societies might positively or negatively be affected by the FRIS. “Ideally” because: 1) its contribution often cannot be singled out from the range of changes that affect societies, and 2) the consequences are often equally distant in the temporal dimension. *Indications should therefore focus on intermediate targets valued as pertinent by FRIS stakeholders and for which meaningful estimates can be produced.*

### 3.4 Environmental consequences, a chain of biophysical processes and environmental values

As the first key element indicates, within each type of environment, the focus should be placed on physical object and media changes that affect FRIS subjects. For a FRIS design project, environmental changes a fortiori cannot be tangibly perceived but instead have to make sense in the stakeholders' mind. The driver-pressure-state-impact-response (DPSIR) framework ([Smeets and Weterings, 1999](#)) illustrates this. In that framework, “pressures” can change the “state” of the same or other environmental components and be a source of “impacts”, perceptible by society. These latter authors highlighted that stakeholders respond to a perception of impact, whereas any change of state in the biophysical environment does not necessarily produce a perceptible impact. According to them, a framework of environmental indicators that aims to elicit societal response has to consider such interconnections between environment and society, which is the perception of impacts. The chains of environmental consequences should therefore tally three types of elements (figure 1): 1) pressures, generated by the IS and which induce changes of state: since it does not only create new activities and processes, but at least partly replaces existing systems, the IS engenders both direct and indirect changes in pressure; 2) phenomena of interest, representing perceptible impacts that result from the (changes in) emitted pressures, and belonging to the three “environments”; and 3) the biophysical reality, represented by state indicators and that informs regarding the extent to which phenomena of interest are affected by these biophysical changes. Moreover, this link between changes of states at a technical level and phenomena of interest, that is at a social level of representation, is not always a 1:1 relation. In other words, whereas some state changes may influence more than one phenomenon, some may not be represented by a single indicator (figure 1). For instance, regarding the metabolic environment of the case study in the next section, changes in soil fertility may constitute a phenomenon of interest. Representing a complex phenomenon by a single indicator such as soil organic matter for soil impacts in LCA (e.g. as done in [Milà i Canals et al. \(2006\)](#)), can present limits in correctness and genericity. Indeed, a single indicator can neglect other very important aspects of the assessed entity ([Garrigues et al., 2012](#)). In order to overcome these challenges, it may be useful to make use of a composite indicator ([Bockstaller and Girardin, 2003](#)) that can be qualitative or quantitative and aggregate several indicators. The construction of these indicators has to account for the last key element of the perception of environment not considered so far —the futurity—, which is the temporal dimension of consequences. Such temporal indications are the reflection of phenomena of interest in the stakeholders' perception figure 1).

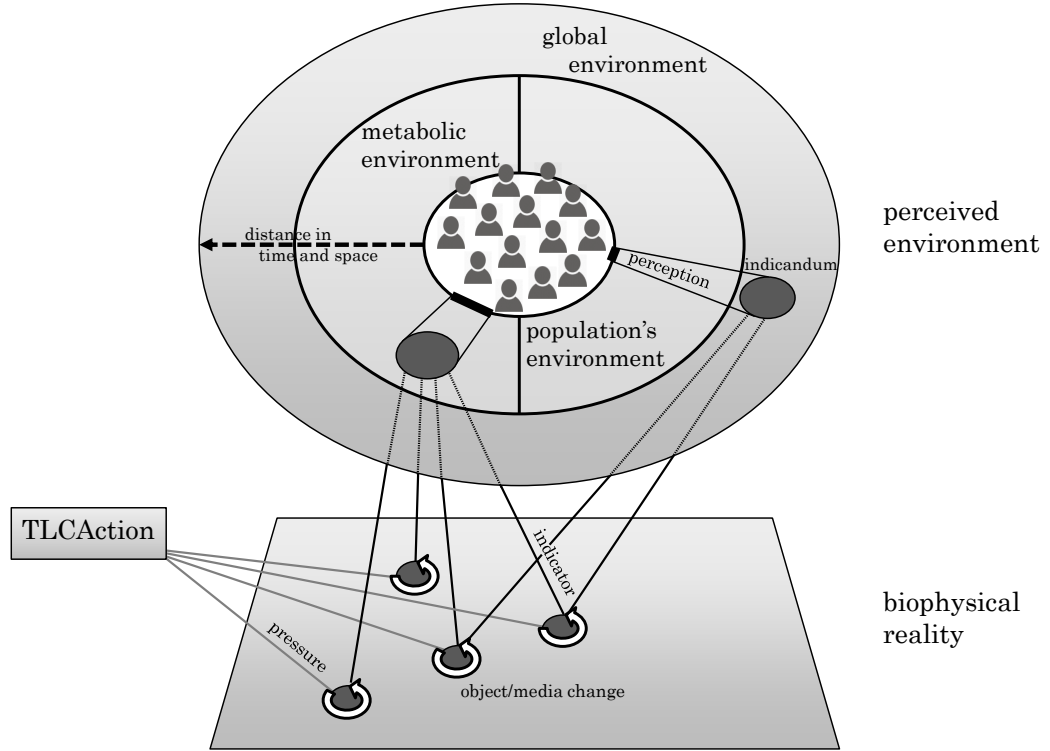


Figure 1: Schematic representation of the logical basis for considering environment in a FRIS. The anthropocentric classification proposes a symbolic space of subjective valuing. It puts stakeholders at the center, surrounded by the three environments. The extent of a change in any of these environments is depicted by the dark circle sizes. The angle between the sides of the cone projecting the estimated change onto the subject sphere illustrates its futurity regarding a given considered phenomenon of interest.



## 4 Environmental assessment method

The proposed logical basis, is destined to be employed in the context of a participatory approach to thoroughly connect the assessment with the FRIS process and thus to go “beyond positivist ecology” (Norton, 2008; Odenbaugh, 2008) while dealing with the non-value neutrality of science. The environmental assessment method is to be employed once preliminary IS scenarios are sketched with the stakeholders’ participation. Thus, although it is not the article purpose, for the understanding it is necessary to make some reminders about the participatory context in which the proposed method concurs.

As a facilitated participatory process, FRIS would generally be based on social science methods and tools. Building on existing tools and methods based on theories to promote adaptive co-management of socio-ecosystems, propose a comprehensive organizational protocol for co-designing “plausible solutions” based on credible, relevant and legitimate knowledge. This protocol combines a participatory scheme based on a stakeholder matrix that separates stakeholder representatives in three distinct dialogue arenas, and a co-design process based on the follow-the-technology approach proposed in (Douthwaite et al., 2001). The exploration of “plausible solutions” is initialized through a participatory diagnosis resulting in a broad consensus of the importance of the IS and a negotiated action plan. Iterative co-design loops are then performed to progressively consolidate a precise definition of what a credible, legitimate and relevant regional IS could be and what consequences such innovation would bear (Queste and Wassenaar, 2016; Wassenaar and Queste, 2015). Preliminary solutions of IS are progressively consolidated on the basis of feedback from various assessments (economic, regulatory, social and logistical assessments, etc.) that the present environmental framework aims to enrich. Such a positioning recognizes the relevance of systematic analysis and representation of stakeholders in participatory approaches for environmental management (Reed et al., 2008).

The proposed logical basis aims to structure the identification of relevant potential environmental issues in the context of a particular FRIS. Indeed, bluntly asking participants to list environmental concerns leads to an unstructured listing whose completeness cannot be verified, and moreover often leads to a large number of indicators (Reed et al., 2006). However, since it reflects the concerns of those expressing them, its neutrality depends on a well-balanced stakeholder representation and vigilant facilitation. Similar to role playing games in social science, structuring the discussion of a science-based proposal according to the three environments forces participants to adopt viewpoints that differ from their own, in line with the goal of facilitation.

The method proposed to connect the logical basis, namely the classification of environmental consequences with the FRIS process consists of



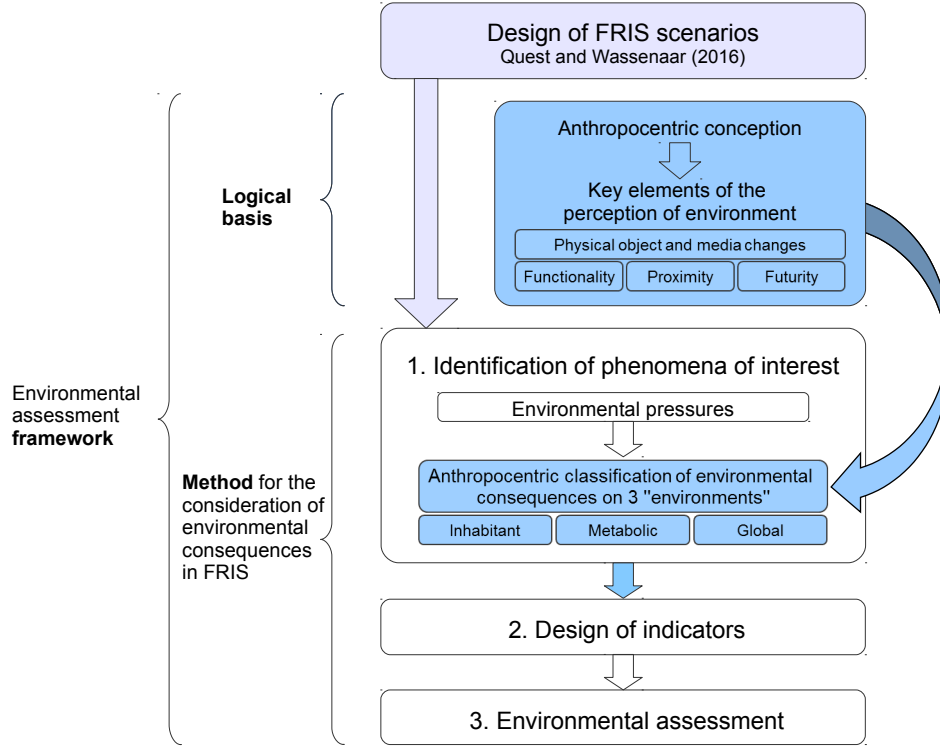


Figure 2: Schematic representation of the environmental assessment framework. It is composed by a logical basis resulting from a research about the conception of the environment in three social-related disciplines, and a method for the consideration of environmental consequences in FRIS. The latter uses this logical basis to identify environmental phenomena of interest and to feed into the design of indicators.

three main phases, similar to those proposed by other participatory assessment approaches: preparation (i.e. identification of phenomena of interest), selection (i.e. design of indicators), and validation (i.e. environmental assessment) (Rey-Valette et al., 2008; Barreteau et al., 2013). The first two methodological phases use the anthropocentric framework in order to prepare the subsequent actual assessment (figure 2). These two phases are briefly presented below. It is a methodological proposal we tested in the context of a particular FRIS (see case-study section), without excluding that other approaches could be valid.

#### 4.1 Phase 1: the identification of phenomena of interest

This first phase aims at identifying the physical object and media changes that affect FRIS subjects forming the basis for the subsequent phases. Phenomena of interest are by definition selected for their relevance to FRIS stakeholders.

The above mentioned preliminary (still sketchy) IS solution is co-designed in the FRIS process by all the selected stakeholder group representatives. Although the environmental assessment may generate information helpful to eco-designing such symbioses, as allowed for by the iterative approach, the design of the IS is not driven by the present environmental assessment (figure 2).

On the basis of technical descriptions of the IS and the changes induced by them in the current state of affairs (the first step in figure 3), the second step is to inventory all environmental pressures induced by the IS. This is performed by a group of “experts” (comprising representatives from a variety of stakeholder groups, including scientists (Queste and Wassenaar, 2016)) with knowledge on the engendered industrial processes and the life cycle of related products. This is one of the FRIS process activities that often call for technical science participation in such a constructivist framework (Wassenaar et al., 2014), particularly when accepting negotiation theory as a basis for organizing the participatory efforts (Leeuwis, 2000). This technical science participation provides the facilitator with credibility, insights and the capacity to fill knowledge gaps. According to Leeuwis (2000), the facilitator is not a neutral figure but he/she is in need of an active strategy (Paquin and Howard-Grenville, 2012), resources and skills (Reed et al., 2008), and a power-base to draw up agreements.

On the basis of (changes in) the identified pressures, a subsequent third step consists of imagining the environmental phenomena they could possibly induce in each of the three environments (i.e. metabolic, inhabitant, and global environment). This can be obtained through a process similar to the initial building of a common representation. For instance, on the basis of a list of pressures, background pressures and affected biophysical objects and media provided by the scientific stakeholder, collective facilitated brainstorming lists all possibly involved and affected environmental phenomena, and maps relations between physical object changes and environmental phenomena (figure 1). The use of the logical basis is critical at this point since it assists the facilitator in 1) ensuring, through the three environments structure, that stakeholders understand, accept and address the scope of the notion; and 2) accounting for differences of insight and interpretation while raising awareness and enhancing acceptance of contrasting viewpoints.

In an ultimate fourth step of this preliminary phase, the relevance of the listed environmental phenomena is analyzed to validate the ones being of

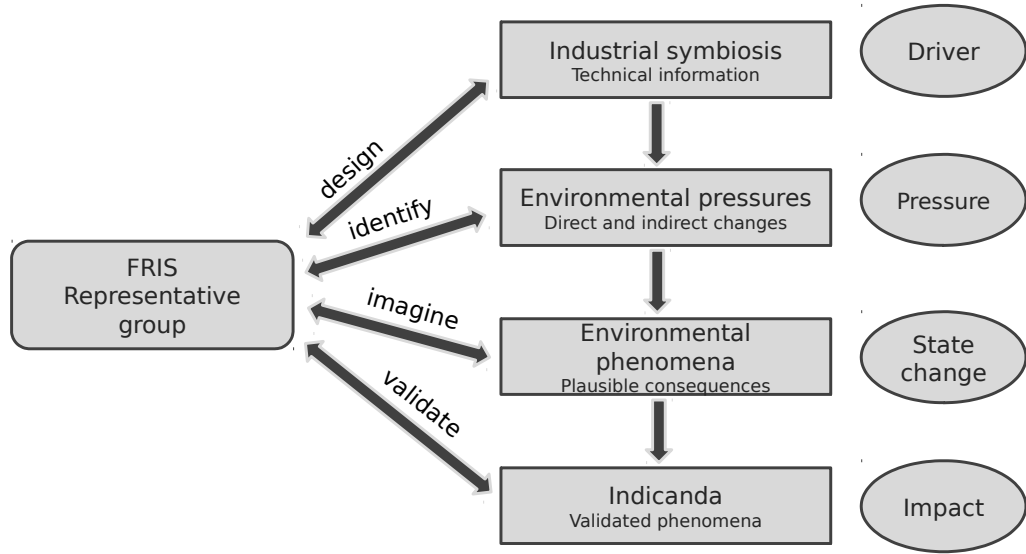


Figure 3: Schematic representation of the four consecutive steps of the environmental assessment preliminary phase. Technical information of the IS design is provided by the FRIS. The IS is the driver of pressures to be identified. On that basis, selected experts imagine plausible consequences (in terms of changing states). Environmental phenomena of interest are collectively selected from among the resulting list of environmental phenomena.

interest (figure 3). The aim here is not to prioritize among phenomena, but rather to eliminate those judged to be of little interest, either because they constitute possible changes far down the impact chain (Fava et al., 1993) or because the nature of the impact is of little concern to the stakeholders. It therefore again requires a participatory approach involving technical scientists. Facilitators may implement usual methods for problem solving, such as problem tree analysis. Their guiding principle is not to reach agreement, but rather to account for all concerns with specified consequences in any of the environments.

The original exhaustive map of phenomena of interest is not done away with. It is reconsidered in subsequent steps and indicator-based information

concerning the amplitude of phenomena or modifications in the IS design can lead to modifications in the set of validated phenomena of interest.

## 4.2 Phase 2: designing indicators

Appropriate indicators are to be designed on the basis of the phenomena of interest and the mapping of the physical object–phenomena relations (figure 1) resulting from the preceding step. Indicators should provide sound indications on the risk and/or magnitude of physical changes of state. An indicator proposal, defining indicators and the respective assessment models, is to be elaborated by a legitimized party, that is commissioned by the group of stakeholder representatives (likely the technical scientific participant), considering the threefold validation criteria: it should consider scientific validity and compliance (design validation), reliability and accuracy (output validation), and usefulness to recipients (end-use validation) (Bockstaller and Girardin, 2003). Indicators generated through participatory approaches always require objective validation (Reed et al., 2006).

Design validation is performed by experts and focuses on the appropriateness of the indication provided by the indicator (figure 4). Besides the “appropriate” consideration of biophysical processes, this dimension has to consider the key elements of the representation of environment, especially futurity, both in terms of the estimation of the dynamics of the change of state of selected physical objects and media, and the estimation of time lags to impacts, or phenomena of interest.

The reliability of environmental indicators to assess a project in progress (i.e. an ex-ante assessment) often cannot be experimentally verified. Output validation then seeks to assess the extent to which biophysical model-based projections are “realistic”, attempting to provide sensible comparisons with available data-based indications. Thorough consideration of uncertainty at this point is essential for the production of credible and legitimate information. Likewise, accuracy takes precedence over precision for quantitative indicator value estimates of high uncertainty (Funtowicz and Ravetz, 2003).

The usefulness of indicators cannot be verified outwardly but only retrospectively based on their use. An indicator is useful when it makes sense and is clearly related to a final user’s concern (i.e. a phenomenon of interest) and when the accuracy of its estimation, though limited by available knowledge and data, allows final users to appraise its acceptability or desirability. These two aspects relate to the two previous dimensions, which are design and output validations, whose combination provides a theoretical assessment of this ultimate validation criterion. Subsequent retrospective information on indicator use may provide useful feedback regarding these other validation dimensions. Other desirable features of indicators, not excluded from the indicators design phase, include pertinence, reliability, operationality, legitimacy, interpretability, genericity, and being defined in a finite interval

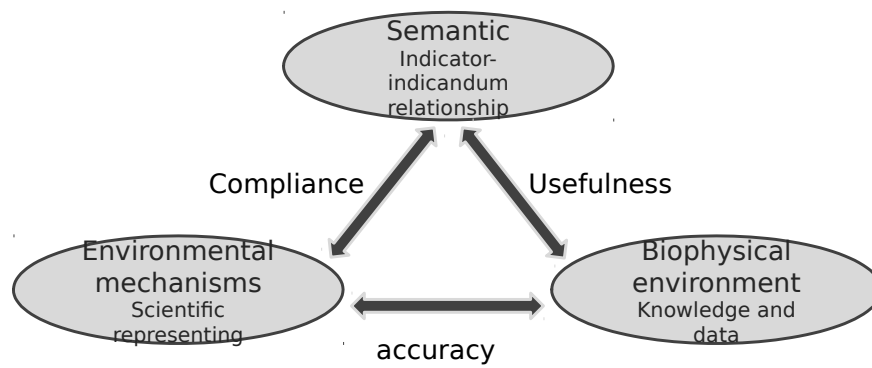


Figure 4: Schematic representation of the three aspects that hard science participants must comply with when elaborating indicators, so as to assess their threefold validation: compliance, accuracy and usefulness validations.

(Pingault and Pr  ault, 2007).

To summarize, the sound indicator criteria that the mandated party should seek to respect upon developing their assessment of a FRIS proposal are: 1) the demonstrated consideration of the state of the art in terms of knowledge and modeling of the biophysical mechanisms involved; 2) the consideration of local conditions known to influence these mechanisms; and 3) the required semantic match between indicator and phenomenon of interest (Heink and Kowarik, 2010).

Moreover, defining the indicator proposal involves numerous choices concerning, for instance, the absolute or relative appraisal of those indicators, the balance between accuracy and precision, and the way to semantically represent complex phenomena of interest. The latter often involves a choice between single or composite indicators (Bockstaller and Girardin, 2003). For example, regarding soil fertility, the absence of a single, absolute soil fertility measure represents a difficulty when seeking to represent the impact on this phenomenon of interest. While some processes may, for example, result in a negative impact on soil fertility, others may affect it positively. Soil fertility as such is not an intrinsic value and there is no single technique to assess it (Mulder, 2000). It is the result of complex biophysical interactions (concerning diverse soil physical and chemical properties, all influenced by organic fertilizer), but also of climate and practices (Oberholzer et al., 2006), and thus would be best approximated through a composite indicator.

The next section illustrates application of the first phase of the environmental framework to a particular FRIS, namely the first phase of the method (figure 2). It illustrates the building of a common, inclusive representation of the relevant environment to consider through the identification of relevant phenomena of interest, that in a certain manner could be compared with “areas of protection” or impact categories in LCA, although the latter derive from a particular conception of the environment. The identification of sound indicators and their assessment, which are the second and third phases of the method, are beyond the scope of this article.

## 5 Illustrative case study: environmental phenomena of interest of a FRIS in Réunion

Réunion, a French overseas territory, has substantial potential for IS regarding agro-industrial and agricultural activities. Its development ambition, fueled by population growth, is constrained 1) geographically, by its confinement as a small isolated island in the Indian Ocean and, 2) economically, because of regulatory and economic constraints that do not apply to neighboring non-European countries, and 3) by its partitioning: the disconnection between major pillars of the local economy, namely cropping, livestock production and human food consumption; leads to waste manage-

ment problems. Stakes are high because the current situation limits their respective development. A material flow analysis of the island would readily highlight the huge nutrient sink it constitutes, resulting from food, feed and fertilizer imports strongly contrasting with commodity exports that represent insignificant nutrient flows. Nearly all arable land is fertilized with imported mineral fertilizer, which due to its high cost and erratic availability, constitutes a crop production constraint.

Transforming organic residues derived from human waste, consumption, produce processing and livestock production into inputs for cropping, carries the promise of unlocking the development of these sectors through interconnections. This promise is a prerequisite for successful IS in that it creates the required propitious social context, with a potential for the emergence of trust and collaboration among stakeholders (Chertow et al., 2008; Beaurain and Brulot, 2011). Moreover, a FRIS process is crucial because the realization of that promise is not easily self-organized, due to physical (steep slopes, small fields) and other constraints (for instance uncertain land tenure, low treasury), concentrated granulated organic fertilizer for manual application and fast return on investment have high demand. Taken separately, none of the characteristics of the region's organic waste flows meet any of such product requirements, be it in terms of nutrient distribution, concentration, consistency and texture, availability, stability, sanitariness, odor or regulatory status. Together, though, they represent a strong synergetic potential whose realization requires the creation of new industrial activities as well as a wide range of arrangements among a diverse set of waste producers and other stakeholders.

## 5.1 Design of FRIS scenarios

As the conditions for IS were fulfilled, a FRIS process was launched in 2011 by a consortium of seven organizations, including a research center (Wassenaar et al., 2014). Its setup fulfills heuristic IS criteria (Chertow, 2007) and addresses all factors relevant in providing conditions for IS to occur (Boons and Spekkink, 2012). The project involves industry (distilleries, sugar industry, energy plants, and sewage treatment plants), public authorities (municipal and regional), the agricultural sector (swine, poultry and sugarcane farmers, market gardeners and their cooperatives), as well as processors (existing composting plants) and transporters (green waste collectors). The social science team brokering the process identified 12 target groups through a stakeholder analysis. It took more than a year, four workshops and numerous intermediate technical and expert meetings to define preliminary IS scenarios that are realistic from technical and regulatory standpoints and that represented an improvement for each of the parties involved (see (Queste and Wassenaar, 2016) for details on the participatory approach). Such scenarios consist of various combinations of new syner-

getic production chains to be introduced into the existing territorial system. They would require from two to four co-composting facilities and one fertilizer plant to process about 40-100% of the available share of seven selected types of organic residues from a large number of producers committed to the supply of guaranteed material. The production chains would supply either bulk soil amendments or nutrient-rich organic fertilizers to various types of farmers, and one would include a transport (collection and supply) service.

Once such a preliminary symbiotic solution had been co-designed, its viability and its environmental consequences had to be assessed in order to inform the continuing design process. Prior to their assessment, the application of our anthropocentric environmental assessment framework allowed to identify the consequences deemed relevant to assess.

## **5.2 Identification of pressures**

In line with the implementation method outlined in the previous section, the technical science team inventoried processes involved in IS scenarios that would produce environmental pressures. A waste recovery chain mobilizes several processes, which in this case are roughly: the management of organic residues, the composting processes and the spreading of the organic fertilizers. While being sources of emissions themselves, they require other industrial processes along their upstream supply chains. All of those processes are sources of emissions and may induce pressures in the biophysical environment (table 1).

This inventory is the starting point of the environmental assessment, followed by an analysis where stakeholders first exhaustively imagine (figure 3) plausible consequences in terms of environmental phenomena and then agree on which of these consequences are of interest. Like the inventory, the first step of this analysis is necessarily knowledge driven: environmental phenomena and their relation with pressures through physical object/media changes (figure 1) were identified by a technical team consisting of scientists and local experts (the project team and invited experts). A broader range of stakeholders (possibly affected “subject” groups) were subsequently consulted in order to derive a validated set of phenomena of interest from the selected environmental phenomena.

## **5.3 Identification of plausible consequences on the Inhabitant environment**

The inhabitant environment refers to human sense perception and human metabolism. It thus refers to odor, noise, visual amenities, as well as food, water and air consumption. Pressures were identified (table 1) at the above mentioned technical level and subsequently analyzed in terms of possible relations with these inhabitant environment concern domains (table 2). The



Table 1: Sources of pressures on the biophysical environment

Main FRIS process groups	Emissions producing processes	Secondary sources of emissions	Environmental pressures
Management of residues	New and reduced existing truck transport	Fuel consuming production	Gaseous emissions ( $\text{CO}_2$ , $\text{CO}$ , $\text{SO}_2$ ), noise Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
		Truck manufacturing	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	Vinasse concentration plant	Building construction	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain, visual amenities
		Energy consuming production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	(reduced) Organic waste disposal/discharge		(reduced) Greenhouse- and olfactory gaseous emissions ( $\text{NH}_3$ , $\text{N}_2$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CO}_2$ ), ocean discharge
	(reduced) Manure spreading		(reduced) Greenhouse- and olfactory gaseous emissions ( $\text{NH}_3$ , $\text{N}_2$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CO}_2$ ) and noise
Organic fertilizer manufacturing	Composting processes	Additive material production	Greenhouse- and olfactory gaseous emissions ( $\text{NH}_3$ , $\text{N}_2$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CO}_2$ ) Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
	Factory	Buildings construction	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain, visual amenities
		Energy consuming production	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
Application of organic fertilizers	Spreading process	Fuel consuming production	Gaseous emissions ( $\text{CO}_2$ , $\text{CO}$ , $\text{SO}_2$ ), noise Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
		Farm machinery manufacturing	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain
			Minerals (trace metals and nutrients), organic matter, and trace organic compound incorporation
	Organic fertilizers in agricultural soils	Soil biophysical processes	Greenhouse- and olfactory gaseous emissions ( $\text{NH}_3$ , $\text{N}_2$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CO}_2$ )
	(reduced) Mineral fertilizer use		Mineral incorporation and gaseous emissions ( $\text{NH}_3$ , $\text{N}_2$ , $\text{N}_2\text{O}$ , $\text{CO}_2$ )
		(reduced) Mineral fertilizer transport and manufacturing	Emissions and extractions in cradle to gate supply chain

Table 2: Environmental concern domains likely to be impacted in the inhabitant environment. *y* indicates the existence of a direct relation, and *n* indicates its absence

Primary and secondary sources of emission	Pressures	concern domains of the inhabitant environment					
		odors	noises	food	drinking water	swimming water	visual amenities
Truck transport	gaseous emissions (CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> ) and noise	n	y	very indirect	very indirect	very indirect	very indirect
Vinasse concentration and organic fertilizer plants (building and energy consumption)	emissions and extractions in cradle to gate supply chain, and visual amenities	n	n	n	n	n	y
(reduced) Manure spreading and organic waste disposal	(reduced) greenhouse- and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> ) and noise	y	y	n	n	n	n
Composting processes	NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> gaseous emissions	y	n	n	n	n	n
Organic fertilizer spreading process	gaseous emissions (CO <sub>2</sub> , CO, SO <sub>2</sub> ), noise	y	y	very indirect	very indirect	very indirect	very indirect
Soil biophysical processes after spreading	minerals (trace metals and nutrients), organic matter, and trace organic compound incorporation	n	n	y	y	very indirect	very indirect
	greenhouse and olfactory gaseous emissions (NH <sub>3</sub> , N <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O, CO <sub>2</sub> )	y	n	n	n	n	n

analysis took into account knowledge concerning background pressure and physical object/media characteristics, of the territory and its surroundings, affecting the potential influence of pressure on these domains (which led for instance to the exclusion of air quality from the phenomena of possible concern, since this small island is not and will not be readily affected by outdoor air quality problems). On the basis of a mapping of environmental chains linking pressures and consequences the technical committee collectively decided to leave out “possible”, but uncertain, composite indirect impacts far down the impact chain. This short-listing allows to anticipate not only low impact levels (and thus low levels of concern), but also the difficulty of producing information relevant to stakeholders, due to the lack of experimental data and the involvement of multiple complex media and multiple pressures from other activities affecting the same phenomena (e.g. under visual amenities—snorkeling quality affected by lagoon water turbidity).

No additional concern domains were added to the given list after dis-

Table 3: Environmental phenomena of interest regarding the inhabitant environment

environmental item	Inhabitant environment					
	odors	noise	local food	drinking water	swimming water	visual amenities
environmental phenomena of interest	exposure to composting and spreading odor	exposure to traffic noise	toxic substances in crops	drinking water pollution	–	landscape changes

cussions with stakeholders. Through the latter consultation, only the most direct and probable relations (‘y’ in table 3) from this exhaustive listing of environmental phenomena were selected for further consideration as phenomena of interest: five pertaining the inhabitant environment were selected for assessment (table 3), two of which are influenced by more than one IS induced pressure. The logical basis, namely the anthropocentric classification, proved effective not simply to identify a comprehensive set of relevant possible environmental consequences, but especially because it enabled intersubjective reasoning among actors (Ählström et al., 2009). For instance farmers said that, despite their proximity, they would personally not be affected by odors that in contrast could be of importance to surrounding inhabitants. This intersubjectivity (i.e. the characteristic of being agreed upon by members of a group not because they are objective, but because they are jointly accepted) proves the relevance of the phenomena of interest and thus the identification of common ground for common good.

#### 5.4 Identification of consequences on the Metabolic environment

The metabolic environment refers to the biophysical compartments of ecosystems within the FRIS area that constitute functional components of the industrial metabolism of the territory-level industrial system. In the case at hand, consequences in that environment refer to biophysical changes that may influence by looped biomass flows of the industrial metabolism. Similar to the inhabitant environment (table 2, possible consequences of the environmental pressures were identified at the technical (expert) level of the participatory process. In the case at hand, the territory’s “natural” resources mobilized by production systems (husbandry, farming) are: agricultural land, water and air. The contextual analysis of environmental pressures (table 1) indicates that pressure on air and water will not influence the industrial metabolism at hand on the territory (contrary to, for instance, water in the inhabitant environment). Only the organic fertilizer application and subsequent soil processes were identified as relevant pressures possibly leading to impact soil quality.

Table 4: Environmental phenomena of interest regarding the metabolic environment

environmental item	Metabolic environment			
	cultivated soil	soil-crop	groundwater	respired air
environmental phenomena of interest	soil productivity decline	crop marketing impact from contaminant transfert risks	–	–

Stakeholder consultation on this analysis did not lead to the addition of other phenomena of interest. Stakeholder feedback concerning the agricultural soil quality phenomenon led to a distinction between: 1) soil productivity (i.e. fertility) and 2) the risk of soil-crop contaminant transfer that might affect product marketing (table 4). Contrary to the inhabitant environment, which considers only locally consumed food, the latter concerns all crops, especially export-oriented sugarcane production. Here again, the logical basis shows its relevance via the participatory method, in steps 3, by helping to outline relevant possible consequences, and 4 through validating phenomena of interest by considering stakeholder concerns (figure 3).

## 5.5 Identification of consequences on the Global environment

In the global environment, subjects are concerned about local changes in components but that extend well beyond the local ecosystems, or indirect off-site biophysical changes. The anthropocentric framework indicates that, contrary to the clearly instrumental values in the preceding environments, subjects' perception may mobilize non-instrumental ethical values. Our pressure-based participatory analysis is thus clearly justified. From table 2, pressures that relate to the first category of global environment consequences, in other words those resulting from direct local biophysical changes within the FRIS territory, can be unambiguously identified. They relate to either increasing (caused) or decreasing (avoided) emissions into the local air of a set of gases contributing to global climate change. Consequences in the second category cannot be explicitly identified. They may result from changes in supply chains beyond the territorial industrial system and refer to the life cycle of products (ISO, 2006). In most cases, they cannot be located but are “dispersed over many locations and potentially spanning many decades” (Guinée et al., 2002, p.413) and their emissions can occur anywhere at any time upstream of their use (those that refer to emissions and extractions in cradle to gate supply-chains in table 2). One major problem is to be able to appraise the importance in absolute terms of such change estimates in the absence of knowledge on the specific biophysical setting in which they occur (Heijungs, 2012).

Table 5: Environmental phenomena of interest regarding the global environment

environmental item	Global environment			
	Climate	Abiotic resources	Human health	Natural ecosystems
environmental phenomena of interest	contribution to climate change	contribution to the global abiotic resource depletion	–	–

The LCA framework contains a broad —and potentially unlimited (Dumoulin and Wassenaar, 2014)— range of methods to assess potential environmental impacts of such pressures from a global, unlocalized, standpoint, which include fate, exposure and toxicity characterization models (Rosenbaum et al., 2008; Goedkoop et al., 2013). Environmental consequences that may occur in the global environment are likely to be selected, if deemed relevant by stakeholders, on the basis of such indications. Upon consultation, in which we exposed most general or known impact categories, most stakeholders equated many such standard potential impact domains with the uncertain, complex and indirect consequences down the impact chain in the inhabitant environment. For non-structural pressures (little significant since amortized over the long term and representing insignificant marginal effects in the global markets from which they originate), such potential impacts were not considered for the sake of consistency and relevance. Indirect off-site biophysical changes related to activities that constitute structural pressures were differently assessed. They mainly affect resource depletion, a phenomena not only of ethical and environmental, but also of economic concern. Driven by diverse motives, most stakeholders therefore agreed that the (positive or negative) contribution to the global phenomenon of interest abiotic resources depletion (through fuel and energy consumption and imported fertilizer substitution) should be addressed. We summarize the phenomena of interest in table 5.

This identification phase of environmental phenomena of interest in the method implementing the anthropocentric logical basis, proved particularly helpful in this environment since it allowed clarification and comparison of stakeholder values and assessment of capacity limits. The result of the comparison enables prioritization of environmental consequence assessment efforts, while limiting the provision of potentially vast amounts of information, favoring its consideration in the iterative scenario consolidation process.

## 6 Discussion and conclusions

The proposed novel framework includes a logical basis enabling the collective projection of a network of social actors (stakeholders) into a common

perception of environment. This conceptual part of the framework is epistemologically grounded at a crossroads of social sciences. In itself, independently from the method for its application in FRIS, this logical basis may be of interest to IS and industrial ecology at large, by forcing one into conceptualizing any particular environment as resulting from three contrasting but overlapping viewpoints. We hope that it will contribute to increase recognition of the non-obviousness of “environment” and that it will prove useful to colleagues who as a results endeavor to examine the notion in their contexts.

The method designed for using the anthropocentric framework in the context of a FRIS was first applied to a participatory process in Réunion, aiming to unlock the development potential of separate industries by connecting them through the recycling of organic residues (Wassenaar and Queste, 2015). Its use in this participatory process demonstrates the framework’s operability. It enabled the intersubjectivity required to validate the outcomes amongst the actors (Åhlström et al., 2009), for instance, through farmers discourses regarding environmental phenomena of interest that are less important for them than for surrounding inhabitants. Such observations reveal the framework’s potential to drive the identification of phenomena of interest. The inclusive representation of different individual environmental perspectives allows for easing the exhaustive identification of relevant environmental phenomena, the first step of the method and the only one illustrated in this article. Clearly, the resulting set of environmental phenomena significantly differs from standardized sets of phenomena used in normative tools, while bluntly asking actors about their concerns for the environment would not allow obtaining a similar set.

As the case study illustrates, the use of the proposed environmental assessment framework, namely its logical basis and method, avoids providing a potentially confusing myriad of environmental criteria, such as the range of indicators provided by several life-cycle impact assessment methods (Dumoulin and Wassenaar, 2014), which could in part be irrelevant for stakeholders (Matos and Hall, 2007) while being unable to guarantee completeness. Agreeing on a selection of relevant environmental phenomena of interest is required to ensure the provision of relevant information to IS decision makers, and intrinsically to appraise the effect of object changes on the object-subject relationship. Beyond such considerations it is simply unavoidable because of the theoretic impossibility —although many environmental assessment practitioners claim the opposite— to exhaustively imagine and consider potential concerns: every list of environmental phenomena is necessarily a subjective (be it normative or participatory) selection.

To our knowledge, this is the first framework that allows for the rigorous and collective identification of environmental phenomena of interest from a weakly anthropocentric viewpoint and —followed by indicator selection and environmental assessment— designed to support FRIS decision-making.

The main benefit of the framework is that it grasps the significance of environment in a specific setting. It frames the ex-ante assessment of complex system changes that subsequently are to be dynamically simulated. The key elements of environmental change perception are useful in determining spatial and temporal characteristics of flows in a model designed for such simulations. The definition of indicators and their assessment on the basis of these simulations, which are the second and third phases of the method, are not illustrated in this article. The assessment of some phenomena of interest may require developing specific assessment tools and/or methods. For instance regarding the “contribution to global climate change” and the consideration of the fourth key element (i.e. futurity) requires to develop specific assessment tools (Dumoulin et al., 2014). For the Réunion case-study such illustrations are presented in (Wassenaar, 2015), covering indicator definition and assessment for “drinking water pollution”, “soil productivity decline” and “crop marketing impact” as affected by organic trace contaminants.

We do not exclude the possibility that other epistemologically-based environmental assessment frameworks for considering the environment in FRIS can be elaborated, while the proposed method may not always be valid or fully useful in IS contexts beyond FRIS. But the post-positivist (Norton and Noonan, 2007) approach, whereby the symbolic, immaterial space of perception of environment is structured, followed by its linking to modeled physical object changes; may be of broad interest to often more tools-oriented than objective-driven environmental impact assessment practitioners.

## Acknowledgements

This work was supported by the French Environment and Energy Management Agency (ADEME), the French Agricultural Research Center for International Development (CIRAD) and the French Ministry of Food, Agriculture and Fisheries (special account for agricultural and rural development grant number 10004). The authors would like to thank Dr. Frank Boons, who provided important comments for the improvement of this contribution. The authors declare that there are no conflicts of Interest.

## References

- Ählström, J., M. Macquet, and U. Richter (2009). The Lack of a Critical Perspective in Environmental Management Research. *Business Strategy and the Environment* 18(August 2007), 334–346.
- Ayres, R. U. (1989). Industrial metabolism. In *Technology and Environment* (National A ed.), pp. 23–49. Washington D.C.
- Azapagic, A., C. Pettit, and P. Sinclair (2007, may). A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy* 9(3), 199–214.

- Barreteau, O., P. Bots, K. Daniell, M. Etienne, D. Bazile, N. Becu, P. Perez, G. Trebail, J. Castella, and W. Dare (2013). Participatory approaches. In B. Edmonds and R. Meyer (Eds.), *Simulating Social Complexity*, pp. 197–234. Springer-Verlag.
- Beaurain, C. and S. Brulot (2011). L'écologie industrielle comme processus de développement territorial : une lecture par la proximité. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine* juin(2), 313–340.
- Bockstaller, C. and P. Girardin (2003, may). How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems* 76(2), 639–653.
- Boons, F. and J. Howard-Grenville (2011). Introduction the social embeddedness of industrial ecology. In F. Boons and J. Howard-Grenville (Eds.), *The social embeddedness of industrial ecology*, Chapter 1, pp. 3–27. Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA: Edward Elgar.
- Boons, F. and W. Spekkink (2012, feb). Levels of Institutional Capacity and Actor Expectations about Industrial Symbiosis. *Journal of Industrial Ecology* 16(1), 61–69.
- Boons, F., W. Spekkink, and W. Jiao (2014). A Process Perspective on Industrial Symbiosis: Theory, Methodology, and Application. *Journal of Industrial Ecology* 18(3), 341–355.
- Boons, F., W. Spekkink, and Y. Mouzakitis (2011, jun). The dynamics of industrial symbiosis: a proposal for a conceptual framework based upon a comprehensive literature review. *Journal of Cleaner Production* 19(9-10), 905–911.
- Bourg, D. and S. Erkman (2003). *Perspectives on Industrial Ecology*. Sheffield, UK: Greenleaf publishing.
- Carolan, M. S. (2005). Society, Biology, and Ecology: Bringing Nature Back Into Sociology's Disciplinary Narrative Through Critical Realism. *Organization & Environment* 18(4), 393–421.
- Charvolin, F. (2003). *L'invention de l'environnement en France. Chronique anthropologique d'une institutionnalisation*. Paris, France: La Découverte.
- Chertow, M. R. (2000). Industrial symbiosis: Literature and taxonomy. *Annual review of energy environment* 25, 313–337.
- Chertow, M. R. (2007). "Uncovering" industrial symbiosis. *Journal of Industrial Ecology* 11(1), 11–30.
- Chertow, M. R., W. S. Ashton, and J. C. Espinosa (2008, dec). Industrial Symbiosis in Puerto Rico: Environmentally Related Agglomeration Economies. *Regional Studies* 42(10), 1299–1312.
- Chertow, M. R. and D. R. Lombardi (2005). Quantifying economic and environmental benefits of co-located firms. *Environmental Science and Technology* 39(17), 6535–6541.
- Commons, J. R. (1950). Futurity. In *The Economics of Collective Action*, Chapter 8, pp. 104–109. University of Wisconsin Press.
- Craig, P. P. (1998, dec). Comments on "The Grand Objectives" by Thomas E. Graedel. *Journal of Industrial Ecology* 2(1), 23–29.



- de Groot, R. S., M. A. Wilson, and R. M. J. Boumans (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41(3), 393–408.
- Descola, P. (2000). L’anthropologie et la question de la nature. In L’Harmattan (Ed.), *L’environnement en perspective*, pp. 61–83. Paris.
- Dobré, M. (2003). Environnement. In Y. Dupont (Ed.), *Dictionnaire des risques* (Armand Col ed.), pp. 144–146. Paris.
- Douthwaite, B., N. C. de Haan, V. Manyong, D. Keatinge, N. C. De Haan, V. Manyong, and D. Keatinge (2001). Blending Hard and Soft Science: the Follow-the-Technology Approach to Catalyzing and Evaluating Technology Change. *Ecology And Society* 5(2), 1–19.
- Dumoulin, F. and T. Wassenaar (2014). Environment in Industrial Ecology, Grasping a Complex Notion for Enhancing Industrial Sysnergies at territorial Scales. *Sustainability* 6(9), 6267–6277.
- Dumoulin, F., T. Wassenaar, and J.-M. Paillat (2014). Assessing Climate Impact of Industrial Symbioses: A Dynamic Approach. In *EcoBalance*, Tsukuba, Japan. The Institute of Life Cycle Assessment, Japan.
- Ehrenfeld, J. R. (2006, feb). Advocacy and Objectivity in Industrial Ecology. *Journal of Industrial Ecology* 10(4), 1–4.
- Faburel, G. (2010). Inégalités et justice environnementales. In *Ecologies urbaines* (Economica ed.), Chapter 13, pp. 214–236. Paris.
- Fava, J., F. Consoli, R. Denison, K. Dickson, T. Mohm, and B. Vigon (1993). A conceptual framework for life-cycle impact assessment. Technical report, SETAC, Pensacola.
- Fraser, E. D. G., A. J. Dougill, W. E. Mabee, M. S. Reed, and P. McAlpine (2006). Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management* 78(2), 114–127.
- Funtowicz, S. O. and J. Ravetz (2003). Post-Normal Science. *Ecological Economics* (Feb), 1–10.
- Garrigues, E., M. S. Corson, D. a. Angers, H. van der Werf, and C. Walter (2012, jul). Soil quality in Life Cycle Assessment: Towards development of an indicator. *Ecological Indicators* 18, 434–442.
- Giddings, B., B. Hopwood, and G. O’Brien (2002). Environment, economy and society: fitting them together into sustainable development. *Sustainable Development* 10(4), 187–196.
- Goedkoop, M., R. Heijungs, M. A. J. Huijbregts, A. D. Schryver, J. Struijs, and R. V. Zelm (2013). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition, Report I: Characterisation. Technical report, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Netherland.
- Golev, A., G. D. Corder, and D. P. Giurco (2014, jul). Barriers to industrial symbiosis: Insights from the use of a maturity grid. *Journal of Industrial Ecology* 00(0), 1–13.

- Graedel, T. E. (1997, mar). The Grand Objectives: A Framework for Prioritized Grouping of Environmental Concerns in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 1(2), 51–64.
- Graedel, T. E. (1998). Response to Comments by Paul P. Craig. *Journal of Industrial Ecology* 2(1), 31–33.
- Guinée, J. B., M. Gorée, R. Heijungs, G. Huppes, R. Kleijn, A. de Koning, L. van Oers, A. Wegener Sleeswijk, S. Suh, H. Udo de Haes, H. de Bruijn, R. van Duin, and M. A. J. Huijbregts (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Dordrecht: Springer.
- Heijungs, R. (2012). Spatial differentiation, GIS-based regionalization, hyper-regionalization, and the boundaries of LCA. In G. Ioppolo (Ed.), *Environment and Energy* (1 ed.), pp. 165–176. Milano, Italy: FrancoAngeli.
- Heink, U. and I. Kowarik (2010, may). What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators* 10(3), 584–593.
- Hertwich, E. G., J. K. Hammitt, and W. S. Pease (2000, dec). A Theoretical Foundation for Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology* 4(1), 13–28.
- ISO (2006). Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre.
- Jacobsen, N. B. (2006). Industrial symbiosis in Kalundborg, Denmark. *Journal of Industrial Ecology* 10(1), 239–255.
- Joireman, J. A., T. P. Lasane, J. Bennett, D. Richards, and S. Solaimani (2001, mar). Integrating social value orientation and the consideration of future consequences within the extended norm activation model of proenvironmental behaviour. *British Journal of Social Psychology* 40(1), 133–155.
- Keskitalo, E. C. H. (2004). A framework for multi-level stakeholder studies in response to global change. *Local Environment* 9(5), 425–435.
- Kijak, R. and D. Moy (2004, jun). A Decision Support Framework for Sustainable Waste Management. *Journal of Industrial Ecology* 8(3), 33–50.
- Kovács, A. J. (2012). Capacity and efficiency in small- to medium-sized biodiesel production systems: Increasing profitability through agro-industrial ecology principles. *Journal of Industrial Ecology* 16(1), 153–162.
- Latour, B. (1993). *We have never been modern*. Harvard University Press.
- Latour, B., C. Schwartz, and F. Charvolin (1991). Crises des environnements, déficits aux sciences humaines. *Futur Antérieur* 6, 28–56.
- Le Berre, M. (1995). Territoires. In D. P. Antoine Bailly, Robert Ferras (Ed.), *Encyclopédie de géographie*, Chapter 4, pp. 601–622. Paris, France: Economica.
- Leeuwis, C. (2000, nov). Reconceptualizing participation for sustainable rural development: Towards a negotiation approach. *Development and Change* 31(5), 931–959.
- Lehtoranta, S., A. Nissinen, T. Mattila, and M. Melanen (2011). Industrial symbiosis and the policy instruments of sustainable consumption and production. *Journal of Cleaner Production* 19, 1865–1875.

- Lolive, J. (2010). Mobilisations environnementales. In *Écologies urbaines*, Chapter 16, pp. 276–301. Paris: Economica.
- Lombardi, D. and P. Laybourn (2007). Industrial symbiosis in action. Report on the third international industrial symbiosis research symposium, Birmingham, England, August 5–6, 2006. Technical report, Yale School of Forestry & Environmental Studies, New Haven, Connecticut.
- Lombardi, D. R., D. Lyons, H. Shi, and A. Agarwal (2012, feb). Industrial Symbiosis - Testing the Boundaries and Advancing Knowledge. *Journal of Industrial Ecology* 16(1), 2–7.
- Maris, V. (2010). *Philosophie de la biodiversité, Petite éthique pour une nature en péril*. Buchet/Chastel.
- Marradi, A. (1990). Classification, typology, taxonomy. *Quality & Quantity* 24, 129–157.
- Martin, M. (2015). Quantifying the Environmental Performance of an Industrial Symbiosis Network of Biofuel Producers. *Journal of Cleaner Production* 102, 202–212.
- Martin, M., N. Svensson, and M. Eklund (2015, jul). Who gets the benefits? An approach for assessing the environmental performance of industrial symbiosis. *Journal of Cleaner Production* 98, 263–271.
- Matos, S. and J. Hall (2007, nov). Integrating sustainable development in the supply chain: The case of life cycle assessment in oil and gas and agricultural biotechnology. *Journal of Operations Management* 25(6), 1083–1102.
- Mattila, T., S. Lehtoranta, L. Sokka, M. Melanen, and A. Nissinen (2012, feb). Methodological Aspects of Applying Life Cycle Assessment to Industrial Symbioses. *Journal of Industrial Ecology* 16(1), 51–60.
- Milà i Canals, L., C. Bauer, J. Depestele, A. Dubreuil, R. Freiermuth Knuchel, G. Gailard, O. Michelsen, R. Müller-Wenk, and B. Rydgren (2006, jun). Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 12(1), 5–15.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. Technical report, World Resources Institute, Washington D.C.
- Morel, V., P. Deboudt, V. Deldrève, J. Longuépée, M. Maillefert, É. Masson, C. Meur-Férec, O. Petit, and B. Zuindeau (2010). Les risques environnementaux : lectures disciplinaires et champs de recherche interdisciplinaires. In *Risque environnemental et action collective - Application aux risques industriels et d'érosion côtière dans le Pas-de-Calais*, Sciences du risque et du danger, série Références, Chapter 1, pp. 7–30. Paris, France: Lavoisier.
- Mulder, I. (2000). Soil Fertility: QUEFTS and Farmers' Perceptions.
- Mutel, C. L., S. Pfister, and S. Hellweg (2012, jan). GIS-based regionalized life cycle assessment: how big is small enough? Methodology and case study of electricity generation. *Environmental science & technology* 46(2), 1096–103.
- Norton, B. G. (1984). Environmental Ethics and Weak Anthropocentrism. *Environmental Ethics* 6(2), 131–148.

- Norton, B. G. (2008, dec). Beyond positivist ecology: toward an integrated ecological ethics. *Science and engineering ethics* 14(4), 581–92.
- Norton, B. G. and D. Noonan (2007, sep). Ecology and valuation: Big changes needed. *Ecological Economics* 63(4), 664–675.
- November, V. (2004). Being close to risk. From proximity to connexity. *International Journal of Sustainable Development* 7(3), 273–286.
- Oberholzer, H.-R., P. Weisskopf, G. Gaillard, F. Weiss, and R. Freiermuth Knuchel (2006). Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen - SALCA-SQ. Technical report, Agroscope FAL Reckenholz.
- Odenbaugh, J. (2008, dec). Ecology and the Inescapability of Values. *Science and Engineering Ethics* 14(4), 593–596.
- Paquin, R. L. and J. Howard-Grenville (2011). Facilitating regional industrial symbiosis: Network growth in the UK’s National Industrial Symbiosis Programme. In F. Boons and J. Howard-Grenville (Eds.), *The Social Embeddedness of Industrial Ecology*, Chapter 5, pp. 103–127. London, UK: Edward Elgar Publishing.
- Paquin, R. L. and J. Howard-Grenville (2012, feb). The Evolution of Facilitated Industrial Symbiosis. *Journal of Industrial Ecology* 16(1), 83–93.
- Pingault, N. and B. Pr  ault (2007). Indicateurs de développement durable : un outil de diagnostic et d’aide à la décision.
- Pottiez, E., P. Lescoat, and I. Bouvarel (2012). AVIBIO: a method to assess the sustainability of the organic poultry industry. *The 10th European IFSA Symposium: Producing and reproducing farming systems. New modes of organization for sustainable food systems of tomorrow*.
- Queste, J. and T. Wassenaar (2016). A stakeholder matrix to co-design plausible solutions : A dialogue protocol for adaptive co-management. *Journal of Environmental Management (submitted)*.
- Reed, M. S., E. D. G. Fraser, and A. J. Dougill (2006). An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics* 59(4), 406–418.
- Reed, M. S., A. Graves, N. Dandy, H. Posthumus, K. Hubacek, J. Morris, C. Prell, C. H. Quinn, and L. C. Stringer (2008, apr). Who’s in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of environmental management* 90(5), 1933–49.
- Rees, W. E. (1992, oct). Ecological footprints and appropriated carrying capacity: what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization* 4(2), 121–130.
- Rey-Valette, H., O. Clément, J. Aubin, S. Math  , E. Chia, M. Legendre, D. Caruso, O. Mikolasek, J.-P. Blancheton, J. Slembrouck, A. Baruthio, F. René, P. Levang, P. Morissens, and J. Lazard (2008). *Guide de co-construction d’indicateurs de développement durable en aquaculture*. Cirad, Ifremer, INRA, IRD, Université Montpellier 1.
- Richardson, A. W. (2006). The many unities of science. In S. H. Kellert, H. E. Longino, and C. K. Waters (Eds.), *Scientific Pluralism, Volume 19*, Chapter 1, pp. 248. Minneapolis: University of Minnesota Press.

- Rosenbaum, R. K., T. M. Bachmann, L. S. Gold, M. A. J. Huijbregts, O. Joliet, R. Juraske, A. Koehler, H. F. Larsen, M. MacLeod, M. Margni, T. E. McKone, J. Payet, M. Schuhmacher, D. Meent, M. Z. Hauschild, D. van De Meent, and M. Z. Hauschild (2008, oct). USEtox - the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment* 13(7), 532–546.
- Siebert, H. (2008). *Economics of the Environment. Theory and Policy* (Seventh Ed ed.). Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Smeets, E. and R. Weterings (1999). Environmental indicators : Typology and overview. Technical Report 25, European Environment Agency, technical report no. 25, Copenhagen.
- Strathman, A., F. Gleicher, D. S. Boninger, and C. S. Edwards (1994). The consideration of future consequences: Weighing immediate and distant outcomes of behavior. *Journal of Personality and Social Psychology* 66(4), 742–752.
- Svarstad, H., L. K. Petersen, D. Rothman, H. Siepel, and F. Wätzold (2008, jan). Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. *Land Use Policy* 25(1), 116–125.
- Theys, J. (2010). Trois conceptions irréductibles de l’environnement. In *Écologies urbaines*, Chapter 2, pp. 15–38. Paris: Economica.
- Wassenaar, T. (2015). Reconsidering Industrial Metabolism: From Analogy to Denoting Actuality. *Journal of Industrial Ecology* 19(5), 715–727.
- Wassenaar, T., E. Doelsch, F. Feder, F. Guerrin, J.-M. J.-M. Paillat, L. Thuriès, and H. Saint Macary (2014, feb). Returning Organic Residues to Agricultural Land (RORAL) - Fuelling the Follow-the-Technology approach. *Agricultural Systems* 124, 60–69.
- Wassenaar, T. and J. Queste (2015). Co-designing organic residue recycling chains in off-balance regions. In European Society for Agronomy (Ed.), *5th International Symposium for Farming Systems Design*, Montpellier, France.
- Zhou, L., S. Y. Hu, Y. Li, Y. Jin, and X. Zhang (2012). Modeling and Optimization of a Coal-Chemical Eco-industrial System in China. *Journal of Industrial Ecology* 16(1), 105–118.
- Zhu, B. (2013). Life cycle assessment and simplified life cycle costing on Industrial Symbiosis. *Master thesis* (August).

## about the authors

François Dumoulin, Tom Wassenaar, Angel Avadí and Jean-Marie Paillat are affiliated with CIRAD (French Agricultural Research Center for International Development). François Dumoulin is a PhD researcher supported by ADEME (French Environment and Energy Management Agency), Tom Wassenaar and Angel Avadí are researchers, Jean-Marie Paillat is the Director of the CIRAD Recycling and Risk research unit.



# Liste des abréviations

- ACV** analyse du cycle de vie. 2, 4–6, 39, 41–45, 49, 50, 86, 101, 121, 173–185, 187–189, 198, 199, 203
- AFM** analyse de flux de matières. 4, 6
- AGWP** potentiel de réchauffement global absolu. 131, 134, 159, 161–164, 183, 185, 186, 276
- AOP** area of protection. 18
- CCFVB** co-compost de fientes de poules ; vinasse ; broyat de déchets verts. 65, 72, 106, 118, 120, 146, 148, 151, 157, 158, 165
- CCLLB** co-compost de litière de volaille ; lisier de porc ; broyat de déchets verts. 64, 65, 67, 68, 72, 73, 106, 112, 114, 115, 117–121, 126, 127, 134, 135, 139, 142, 144–146, 148, 157, 158, 165, 194
- CEC** capacité d'échanges cationiques. 95, 114
- CFC** consideration of future consequences. 25, 27
- CO<sub>2</sub>-EQ.** équivalent CO<sub>2</sub>. 99, 136, 184
- CTO** composés traces organiques. 88, 97, 104, 187
- EEIOA** *environmentally extended input-output analysis*. 4
- EIT** écologie industrielle et territoriale. 2, 4, 174, 197, 198
- EOFVB** engrais organique de fientes de poules ; vinasse ; broyat de déchets verts. 64, 65, 68, 70, 72, 73, 106, 112, 114, 115, 117–121, 123, 125, 134, 135, 139, 146–148, 151–153, 157, 158
- EOMLLB** engrais organo-minéral de co-compost de litière de volaille ; lisier de porc ; broyat de déchets verts. 64, 65, 68, 72, 73, 105, 106, 109, 112, 114, 115, 117–121, 123–125, 132, 134, 135, 139, 142, 144–146, 148, 154, 155, 157–159, 165, 167, 169, 194, 195
- ES** *ecosystem services*. 25, 29, 30
- ETM** éléments traces métalliques. 89, 90, 104, 182, 187, 196
- FRIS** *facilitated regional industrial symbiosis*. 3, 4, 23–37, 39, 55, 79, 80, 174
- GES** gaz à effet de serre. 46, 47, 98, 99, 101, 104, 105, 107–112, 120, 121, 123, 124, 128, 130, 136, 138, 154–156, 158, 164, 167, 177, 183–186, 188, 189, 195, 196, 202, 227

**GIEC** Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. 46, 98, 99, 110–112, 114, 115, 130–132, 157, 185, 190, 196

**GTP** potentiel de changement de température globale. 98

**GWP** potentiel de réchauffement global. 98, 99, 131, 136, 183–186, 277

**ICPE** installations classées pour l'environnement. 85, 86, 212

**ISMO** indices de stabilité de la matière organique. 117, 190

**LCA** *life cycle assessment*. 17, 18, 27, 30, 31, 80

**LCIA** *life cycle impact assessment*. 18, 21

**MFA** material flow analysis. 17, 49, 58

**PRO** produits résiduaux organiques. 43–45, 59, 85–92, 95–97, 107, 108, 110–119, 139, 140, 156, 157, 159, 165, 182, 185, 188–190, 194–196

**RF** forçage radiatif. 99, 130–132, 134, 135, 185

**SIT** symbiose industrielle territoriale. 4–8, 11, 23, 33, 40–45, 48–50, 55–60, 64, 73, 92, 94, 95, 97, 98, 101, 105–107, 109, 118, 130, 136–139, 148, 149, 151, 152, 154, 159, 165–167, 169, 173–178, 180, 181, 183–185, 188–191, 193–199, 201–203

**SI** symbiose industrielle. 1–4, 6, 34, 76

**SOA** simulation orientée agents. 6

**STEP** station d'épuration. 90, 215

**UF** unité fonctionnelle. 6, 41, 43, 49, 50, 174, 176, 177, 179, 180, 199

**TCO** Territoire de la côte ouest. 59, 64, 139, 142, 146, 151, 202, 209–213



# Liste des tableaux

5.1	Principales caractéristiques techniques des processus de co-compostage	63
5.2	Listes de préférences des produits pour les types d'agriculture	68
5.3	Prix des produits fertilisants et amendements	68
6.1	Sources of pressures on the biophysical environment	77
6.2	Environmental concern domains likely to be impacted in the inhabitant environment. <i>y</i> indicates the existence of a direct relation, and <i>n</i> indicates its absence	78
6.3	Environmental phenomena of interest regarding the inhabitant environment	79
6.4	Environmental phenomena of interest regarding the metabolic environment	80
6.5	Environmental phenomena of interest regarding the global environment	81
7.1	Liste des porteurs par enjeux	104
8.1	Teneurs en N et émissions de N <sub>2</sub> O	113
8.2	Valeurs d'émission totale (directe et indirecte) de N <sub>2</sub> O	115
8.3	Coefficients d'humification	117
8.4	Facteurs d'émission de C rapportés à la tonne de produit	119
8.5	Facteurs d'émission de N rapportés à la tonne de produit	120
8.6	Consommations électriques pour l'élaboration des produits	122
8.7	Facteurs d'émission liés à la combustion d'un kg de diesel	122
8.8	Émissions liées à la consommation d'électricité en 2012	123
8.9	Facteur d'émission rapporté au kW.h	123
8.10	Provenance des engrais	124
8.11	Import et export des engrais depuis Maurice	124
8.12	Usage de processus pour la complémentation de EOMLLB	125
8.13	Transports routiers et véhicules	126
8.14	Immobilisations de matériels	129
8.15	Paramètres relatifs à la fonction d'abondance du CO <sub>2</sub>	131
9.1	Bilan des circuits de gestion du lisier de porc	143
9.2	Bilan des circuits de gestion de la litière de volaille	145
9.3	Bilan des circuits de gestion des fientes de poules pondeuses	147

9.4	Bilan moyen annuel de l'usage de l'écume de sucrerie en agriculture .	149
9.5	Bilan de l'usage des engrais de synthèse . . . . .	154
9.6	Usage de processus ecoinvent pour les engrais minéraux . . . . .	158
D.1	Liste des porteurs par enjeux . . . . .	224
E.1	Profils de fertilisation de la canne dans le scénario optimal . . . . .	225
E.2	Profils de fertilisation en maraîchage dans le scénario optimal . . . . .	225
G.1	Efficience radiative des gaz à effet de serre direct . . . . .	230
H.1	Caractéristiques intrinsèques des matières . . . . .	231
H.2	Coefficients d'émissions carbonées et azotées par produit . . . . .	232

# Table des figures

2.1	Fourfold viewpoint of Industrial Ecology . . . . .	16
2.2	Schematic representation “The economy/environment system”, according to [80] . . . . .	17
2.3	Outlines of the environmental mechanisms according to the LIME 2 method . . . . .	19
2.4	Outlines of the environmental mechanisms according to the RECIPE method . . . . .	20
3.1	Schematic representation of the logical basis . . . . .	32
4.1	Schematic representation of the environmental assessment framework	35
4.2	Schematic representation of the environmental assessment preliminary phase . . . . .	37
4.3	Threefold validation criteria . . . . .	38
4.4	Topologie des perturbations dans le métabolisme territorial . . . . .	43
4.5	Illustration analyse comparative . . . . .	44
4.6	Illustration modèle de données . . . . .	47
4.7	Arbre de décision de la méthode d’évaluation environnementale . . . . .	52
5.1	Étapes de co-conception des circuits GIROVAR . . . . .	61
5.2	Représentation schématique du scénario optimal . . . . .	62
5.3	Carte du TCO . . . . .	66
5.4	Effet des circuits de recyclage sur l’utilisation de compost de déchets verts sur canne et maraîchage . . . . .	69
5.5	Effet des circuits de recyclage sur l’épandage direct du lisier de porc .	69
5.6	Effet des circuits de recyclage sur l’épandage direct des fientes de poules pondeuses . . . . .	70
5.7	Effet des circuits de recyclage sur l’épandage direct de litière de volaille	71
5.8	Effet de la mise en place des circuits de recyclage sur l’utilisation d’engrais minéraux . . . . .	71
5.9	Effet des circuits de recyclage sur l’utilisation d’écume sur canne et maraîchage . . . . .	72
5.10	Productions annuelles des produits . . . . .	73
7.1	Illustration des contributions dans une analyse comparative quantitative	100

8.1	Types de perturbations dans l'analyse absolue . . . . .	106
8.2	Structure du scénario <i>optimal</i> . . . . .	108
8.3	Organisation de la table d'inventaires d'émissions . . . . .	110
8.4	Structure Ecoinvent pour les transports . . . . .	126
8.5	Estimation des distances routières de transport . . . . .	128
8.6	Régression exponentielle de AGWP du CO . . . . .	131
8.7	Projection dans le temps du forçage radiatif des groupes de processus d'émission . . . . .	133
8.8	Projection du forçage radiatif par produit . . . . .	133
8.9	Projection du potentiel de réchauffement par filière . . . . .	134
8.10	Éclatement des contributions relatives des sources d'impact à l'horizon 2100 . . . . .	135
8.11	Éclatement des contributions relatives à la tonne à l'horizon 2100 . . .	136
9.1	Types de perturbations dans l'analyse comparative . . . . .	138
9.2	Chaînes de substitution dans le cas de l'analyse comparative . . . . .	140
9.3	Chaînes de concurrences dans le cas de l'analyse comparative . . . . .	141
9.4	Synthèse des perturbations induites dans la gestion du lisier de porc .	143
9.5	Estimation des variations d'usages du lisier de porc . . . . .	144
9.6	Synthèse des perturbations induites dans la gestion des litières de volaille . . . . .	145
9.7	Estimation des variations d'usages de la litière de volaille . . . . .	146
9.8	Synthèse des perturbations induites dans la gestion des fientes de pondeuses . . . . .	147
9.9	Estimation des variations d'usages des fientes de poules pondeuses . .	147
9.10	Synthèse des perturbations induites par l'usage du broyat de déchets verts . . . . .	148
9.11	Estimation des variations d'usages du broyat et compost de déchets verts . . . . .	149
9.12	Synthèse des perturbations induites sur l'usage de l'écume de sucrerie	150
9.13	Estimation des variations d'usages de l'écume de sucrerie . . . . .	150
9.14	Synthèse des perturbations induites par l'usage de la vinasse de sucrerie	151
9.15	Estimation des variations d'usages de vinasse de sucrerie . . . . .	152
9.16	Synthèse des perturbations induites par l'usage de farines animales .	153
9.17	Estimations de la substitution de la farine animale . . . . .	153
9.18	Estimations des variations d'usage d'engrais minéraux . . . . .	154
9.19	Organisation de la table d'inventaires d'émissions de l'analyse com- parative . . . . .	156
9.20	Forçage radiatif des sources d'émissions par produit . . . . .	160
9.21	Potentiel de réchauffement absolu des sources d'émissions par produit	161
9.22	Contribution au potentiel de réchauffement absolu des engrais de synthèse . . . . .	162
9.23	Contribution au potentiel de réchauffement absolu des émissions de carbone d'origine biogénique . . . . .	163
9.24	Contribution au potentiel de réchauffement absolu de l'ensemble du système considéré . . . . .	164

9.25	Structure des outils pour l'estimation de l'impact climatique . . . . .	168
10.1	Différences d'approche d'estimation de la performance environnemen- tale . . . . .	179
10.2	Fertilité du sol selon Achten <i>et al.</i> . . . . .	182
10.3	Illustration d'une approche classique par GWP . . . . .	184
10.4	Importances relatives des processus vis à vis du GWP et des horizons explicités 2050, 2100 et 2200 . . . . .	186
B.1	Entités du modèle conceptuel de UPUTUC . . . . .	216
B.2	Fenêtre de simulation du modèle UPUTUC . . . . .	217
C.1	Quantités annuelles de CCLLB sur canne . . . . .	219
C.2	Quantités annuelles de EOFVB sur canne . . . . .	220
C.3	Quantités annuelles de EOMLLB sur canne . . . . .	220
C.4	Quantités annuelles de CCLLB en maraîchage . . . . .	221
C.5	Quantités annuelles de EOFVB en maraîchage . . . . .	221
C.6	Quantités annuelles de EOMLLB en maraîchage . . . . .	222
F.1	Bilans massiques pour l'analyse comparative . . . . .	227



# Bibliographie

- [1] (2016). Le recyclage agricole des résidus organiques : une ressource naturelle pour en préserver d’autres. *Agronomie Environnement & Société*, 6(1).
- [2] Achten, W., Mathijs, E., and Muys, B. (2008). Proposing a life cycle land use impact calculation methodology. In *6th International Conference on LCA in the Agri-Food Sector*, Zurich. Nature Precedings.
- [3] AFNOR (2006). NF EN ISO 14044. Management environnemental, analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices.
- [4] Aissani, L., Collet, A., and Béline, F. (2013). Détermination de l’intérêt environnemental via l’analyse du cycle de vie du traitement des effluents organiques par méthanisation au regard des contraintes territoriales. *Science Eaux & Territoires*, 12(3) :78–85.
- [5] Albini, L. (2013). Conception détaillée du modèle UPUTUC.
- [6] ARPEGE (2009). Atelier de réflexion prospective sur l’écologie industrielle. Technical report, Rapport final à destination de l’ANR. Programme PRECODY.
- [7] Aubry, C., Paillat, J.-M., and Guerrin, F. (2006). A conceptual representation of animal waste management at the farm scale : The case of the Reunion Island. *Agricultural Systems*, 88(2-3) :294–315.
- [8] Ayres, R. U. (1989). Industrial metabolism. In *Technology and Environment*, pages 23–49. Washington D.C., national a edition.
- [9] Azapagic, A., Pettit, C., and Sinclair, P. (2007). A life cycle methodology for mapping the flows of pollutants in the urban environment. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 9(3) :199–214.
- [10] Bahers, J.-B. (2012). *Dynamiques des filières de récupération-recyclage et écologie territoriale : l’exemple du traitement des déchets d’équipements électriques et électroniques (DEEE) en Midi-Pyrénées*. PhD thesis, Université de Toulouse.
- [11] Barles, S. (2010). Écologie urbaine, écologie industrielle, écologie territoriale. In *Écologies urbaines*, chapter 4, pages 61–83. Paris, France.

- [12] Barreteau, O., Bots, P., Daniell, K., Etienne, M., Bazile, D., Becu, N., Perez, P., Trebuil, G., Castella, J., and Dare, W. (2013). Participatory approaches. In Edmonds, B. and Meyer, R., editors, *Simulating Social Complexity*, pages 197–234. Springer-Verlag.
- [13] Barry, Y. (2006). *La Transformation des Apports Organiques dans le sol (modèle TAO) : apports à faible rapport C/N*. Master recherche connaissance et gestion des sols et des eaux, Université Henri Poincaré, Institut National Polytechnique de Lorraine (UHP, INPL), Nancy.
- [14] Beaurain, C. and Brulot, S. (2011). L'écologie industrielle comme processus de développement territorial : une lecture par la proximité. *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, juin(2) :313–340.
- [15] Beaurain, C., Maillefert, M., and Petit, O. (2010). Les théories de l'action collective. Expression du rapport entre l'individu et la collectivité. In *Risque environnemental et action collective*, SRD. Série Références, chapter 2, pages 31–54. Lavoisier.
- [16] Beloin-Saint-Pierre, D., Heijungs, R., and Blanc, I. (2014). The ESPA (Enhanced Structural Path Analysis) method : a solution to an implementation challenge for dynamic life cycle assessment studies. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(4) :861–871.
- [17] Benoît, P., Chatelet, A., Générmont, S., Giamberini, L., Mougin, C., Nguyen, C., Patureau, D., Pourcher, A.-M., Rychen, G., Smolders, E., Topp, E., and Viguié, C. (2014). Chapitre 4 : Conséquences de l'épandage de Mafor en termes de contamination de l'environnement. In *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier*, chapter 4, pages 568–772.
- [18] Bertrand, C. and Bertrand, G. (1995). La géographie et les sciences de la nature.
- [19] Bichraoui, N., Guillaume, B., and Halog, a. (2013). Agent-based Modelling Simulation for the Development of an Industrial Symbiosis - Preliminary Results. *Procedia Environmental Sciences*, 17 :195–204.
- [20] Blanchard-laville, C. (2000). De la co-disciplinarité en sciences de l'éducation. *Revue Française de Pédagogie*, 132 :55–66.
- [21] Bockstaller, C. and Girardin, P. (2003). How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems*, 76(2) :639–653.
- [22] Boons, F. (2011). Ecology in the social sciences. In Boons, F. and Howard-Greville, J., editors, *The social embeddedness of industrial ecology*, chapter 2, pages 28–47. Edward Elgar, Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.
- [23] Boons, F. and Howard-Grenville, J. (2011). Introduction the social embeddedness of industrial ecology. In Boons, F. and Howard-Grenville, J., editors, *The social embeddedness of industrial ecology*, chapter 1, pages 3–27. Edward Elgar, Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.



- [24] Boons, F. and Spekkink, W. (2012). Levels of Institutional Capacity and Actor Expectations about Industrial Symbiosis. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1) :61–69.
- [25] Boons, F., Spekkink, W., Isenmann, R., Baas, L., Eklund, M., Brullot, S., Deutz, P., Gibbs, D., Massard, G., Arozamena, E. R., Puente, C. R., Verguts, V., Davis, C., Korevaar, G., Costa, I., and Baumann, H. (2015). Comparing industrial symbiosis in Europe : Towards a conceptual framework and research methodology. In Lyons, D. and Bi, J., editors, *International Perspectives on Industrial Ecology*, chapter 5, pages 69–88. Edward Elgar Publishing, Cheltenham UK and Northampton MA, USA.
- [26] Boons, F., Spekkink, W., and Jiao, W. (2014). A Process Perspective on Industrial Symbiosis : Theory, Methodology, and Application. *Journal of Industrial Ecology*, 18(3) :341–355.
- [27] Bourg, D. and Erkman, S., editors (2003a). *Perspectives on industrial Ecology*. Greenleaf publishing.
- [28] Bourg, D. and Erkman, S. (2003b). *Perspectives on Industrial Ecology*. Greenleaf publishing, Sheffield, UK.
- [29] Brandão, M. and i Canals, L. M. (2013). Global characterisation factors to assess land use impacts on biotic production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6) :1243–1252.
- [30] Brander, M. and Wylie, C. (2011). The use of substitution in attributional life cycle assessment. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, 1(3-4) :161–166.
- [31] Buclet, N. (2011). *Écologie industrielle et territoriale, stratégies locales pour un développement durable*. Presses universitaires du Septentrion, Villeneuve d’Ascq, France, environnem edition.
- [32] Calame, P. (2009). *Essai sur l’æconomie*. Charles Léopold Mayer, Paris, France.
- [33] Carolan, M. S. (2005). Society, Biology, and Ecology : Bringing Nature Back Into Sociology’s Disciplinary Narrative Through Critical Realism. *Organization & Environment*, 18(4) :393–421.
- [34] CATEI (2014). *Écologie industrielle territoriale : Guide pratique pour les territoires*. Chapitre 2 - Développer l’EIT sur mon territoire.
- [35] Cerceau, J., Junqua, G., Gonzalez, C., Laforest, V., and Lopez-ferber, M. (2014). Quel territoire pour quelle écologie industrielle? Contribution à la définition du territoire en écologie industrielle. *Développement durable et territoires*, 5(Février 2014) :1–21.
- [36] Chabalier, P.-F., van de Kerchove, V., and Saint Macary, H. (2006). *Guide de la fertilisation organique à la Réunion*. CIRAD, Saint-Denis La Réunion.

- [37] Charvolin, F. (2003). *L'invention de l'environnement en France. Chronique anthropologique d'une institutionnalisation*. La Découverte, Paris, France.
- [38] Chertow, M. R. (2000). Industrial symbiosi : Literature and taxonomy. *Annual review of energy environment*, 25 :313–337.
- [39] Chertow, M. R. (2007). "Uncovering" industrial symbiosis. *Journal of Industrial Ecology*, 11(1) :11–30.
- [40] Chertow, M. R. and Ashton, W. S. (2011). The social embeddedness of industrial symbiosis linkages in Puerto Rican industrial regions. In Boons, F. and Howard-Grenville, J., editors, *The social embeddedness of industrial ecology*, chapter 6, pages 128–151. Edward Elgar, Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.
- [41] Chertow, M. R. and Lombardi, D. R. (2005). Quantifying economic and environmental benefits of co-located firms. *Environmental Science and Technology*, 39(17) :6535–6541.
- [42] Coleman, K. and Jenkinson, D. S. (1996). RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil. In Powlson, D. S., Smith, P., and Smith, J. U., editors, *Evaluation of Soil Organic Matter Models*, volume I, pages 237–246. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- [43] Collet, P., Lardon, L., Steyer, J.-P. P., and Hélias, A. (2013). How to take time into account in the inventory step : a selective introduction based on sensitivity analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 19(2) :320–330.
- [44] Commons, J. R. (1950). Futurity. In *The Economics of Collective Action*, chapter 8, pages 104–109. University of Wisconsin Press.
- [45] Conseil Général de La Réunion and Ministère de l'Éducation nationale (2010). Documents pour comprendre et étudier l'hydrogéologie de La Réunion. Technical report.
- [46] Coralie, J., Chang, J.-P., Vincent, J., Allemand, N., Boutang, J., Nicco, L., Serveau, L., Andre, J.-M., Bailly-Vaulont, A., Bort, R., Durand, A., Deflorenne, E., Druart, A., Dulhoste, S., Fontelle, J.-P., Gavel, A., Gueguen, C., Jabot, J., Jacquier, G., Martin, E., Mathias, E., Ringuet, J., Taïeb, N., and Vilmain, J.-B. (2014). Inventaire des émissions de polluants atmosphériques et de gaz à effet de serre en Outre-mer. Analyses par territoire. Technical report, Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique.
- [47] Craig, P. P. (1998). Comments on "The Grand Objectives" by Thomas E. Graedel. *Journal of Industrial Ecology*, 2(1) :23–29.
- [48] Cucurachi, S. and Heijungs, R. (2013). Characterisation factors for life cycle impact assessment of sound emissions. *The Science of the total environment*, 468-469C :280–291.

- [49] Cucurachi, S., Heijungs, R., and Ohlau, K. (2012). Towards a general framework for including noise impacts in LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(4) :471–487.
- [50] Daily, G. C., Alexander, S., Ehrlich, P. R., Goulder, L., Lubchenco, J., Matson, P. A., Mooney, H. A., Postel, S., Schneider, S. H., Tilman, D., and Woodwell, G. M. (1997). Ecosystem Services : Benefits Supplied to Human Societies by Natural Ecosystems. *Issues in Ecology*, 2 :1–18.
- [51] David, D. (2010). *Prospective territoriale pas simulation orientée agent*. PhD thesis, Université de la Réunion.
- [52] Davis, C., Nikolić, I., and Dijkema, G. P. J. (2009). Integration of Life Cycle Assessment Into Agent-Based Modeling. *Journal of Industrial Ecology*, 13(2) :306–325.
- [53] de Groot, R. S., Wilson, M. A., and Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3) :393–408.
- [54] De Klein, C., Novoa, R. S., Ogle, S., Smith, K. A., Rochette, P., Wirth, T. C., McConkey, B. G., Mosier, A., and Rypdal, K. (2006). Chapitre 11 : Émissions de N<sub>2</sub>O des sols gérés, et émissions de CO<sub>2</sub> dues au chaulage et à l’application d’uree. In *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres.*, chapter 11, pages 1–60. IGES, Japon.
- [55] Decouzon, C. and Maillefert, M. (2012). Évaluer des projets d’écologie industrielle sur des parcs d’activité : des synergies au territoire. *Géographie Economie Societe*, 14(4) :411–434.
- [56] Dennis, R. L., Mathur, R., Pleim, J. E., and Walker, J. T. (2010). Fate of ammonia emissions at the local to regional scale as simulated by the Community Multiscale Air Quality model. *Atmospheric Pollution Research*, 1 :207–214.
- [57] Descola, P. (2000). L’anthropologie et la question de la nature. In L’Harmattan, editor, *L’environnement en perspective*, pages 61–83. Paris.
- [58] Direction Générale de l’Énergie et du Climat (2010). Captage stockage du CO<sub>2</sub> et valorisation. Définition et technologies existantes. Technical report.
- [59] Dobré, M. (2003). Environnement. In Dupont, Y., editor, *Dictionnaire des risques*, pages 144–146. Paris, armand col edition.
- [60] Douthwaite, B., de Haan, N. C., Manyong, V., Keatinge, D., De Haan, N. C., Manyong, V., and Keatinge, D. (2001). Blending Hard and Soft Science : the Follow-the-Technology Approach to Catalyzing and Evaluating Technology Change. *Ecology And Society*, 5(2) :1–19.

- [61] Dumoulin, F. and Wassenaar, T. (2014a). Bases épistémologiques pour l'évaluation environnementale en EIT et déclinaison pratique pour l'évaluation de leur impact climatique. *Colloque interdisciplinaire sur l'écologie industrielle et territoriale*.
- [62] Dumoulin, F. and Wassenaar, T. (2014b). Environment in Industrial Ecology, Grasping a Complex Notion for Enhancing Industrial Synergies at territorial Scales. *Sustainability*, 6(9) :6267–6277.
- [63] Dumoulin, F., Wassenaar, T., Avadí, A., and Paillat, J.-M. (2016). A framework for accurately informing facilitated regional industrial symbioses on environmental consequences. *Journal of Industrial Ecology*.
- [64] Dumoulin, F., Wassenaar, T., and Paillat, J.-M. (2014). Assessing Climate Impact of Industrial Symbioses : A Dynamic Approach. In *EcoBalance*, Tsukuba, Japan. The Institute of Life Cycle Assessment, Japan.
- [65] Doelsch, E., M. H. S. and Van de Kerchove, V. (2006). Sources of very high heavy metal content in soils of volcanic island (la réunion). *Journal of Geochemical Exploration*, 88(1-3) :194 – 197.
- [66] Efroymson, R. A., Sample, B. E., and Suter, G. W. (2001). Uptake of inorganic chemicals from soil by plant leaves : Regressions of field data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(11) :2561–2571.
- [67] Ehrenfeld, J. R. (2000). Industrial Ecology : Paradigm Shift or Normal Science ? *American Behavioral Scientist*, 44(2) :229–244.
- [68] Ehrenfeld, J. R. (2006). Advocacy and Objectivity in Industrial Ecology. *Journal of Industrial Ecology*, 10(4) :1–4.
- [69] Ehrenfeld, J. R. (2008). Would Industrial Ecology Exist without Sustainability in the Background ? *Journal of Industrial Ecology*, 11(1) :73–84.
- [70] Ehrenfeld, J. R. (2011). A critical view on the social science contribution to industrial ecology. In Boons, F. and Howard-Greville, J., editors, *The social embeddedness of industrial ecology*, chapter 10, pages 257–272. Edward Elgar, Cheltenham, UK. Northampton, MA, USA.
- [71] Encyclopaedia Britannica (2013). Territory.
- [72] Énergie Réunion (2014). Bilan énergétique Île de La Réunion 2013. Technical report, Observatoire énergie réunion.
- [73] Epstein, J. M. (2008). Why Model ? *Journal of Artificial Societies and Social Simulation*, 11(4 12).
- [74] Erkman, S. (1997). Industrial ecology : An historical view. *Journal of Cleaner Production*, 5(1-2) :1–10.
- [75] Erkman, S. (2013). la France a une vision trop étroite de l'écologie industrielle.

- [76] Erkman, S. and Ramaswamy, R. (2003). *Applied industrial ecology : A new platform for planning sustainable societies*. Aicra Publishers.
- [77] European Commission (2009). Report from the Commission to the Council, the European Parliament, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions on the Application and Effectiveness of the Directive on Strategic Environmental Assessment (Directive 2001/42).
- [78] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability (2010a). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook : Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. Technical report, European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability, Luxembourg.
- [79] European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability (2010b). International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook : General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. Eur 24708 EN. *European Commission*.
- [80] Eurostat (2001). Economy-wide material flow accounts and derived indicators. Technical report, European Commission, Luxembourg.
- [81] Faburel, G. (2010). Inégalités et justice environnementales. In *Ecologies urbaines*, chapter 13, pages 214–236. Paris, economica edition.
- [82] Farinet, J.-L. (2013). CompoModel v1. Modèle de simulation de compostage de matières organiques en mélange (non publié).
- [83] Fava, J., Consoli, F., Denison, R., Dickson, K., Mohm, T., and Vigon, B. (1993). A conceptual framework for life-cycle impact assessment. Technical report, SETAC, Pensacola.
- [84] Feder, F. and Bourgeon, G. Mise à jour de la carte des sols de l'île de la Réunion. Démarche suivie et problèmes rencontrés. *Étude et Gestion des Sols*, 16(2) :89–99.
- [85] Feder, F., Robin, J.-G., and Bourgeon, G. (2008). Évaluation des risques liés au transfert des polluants à travers les sols et vers les nappes. Rapport final à la convention de recherche entre le ministère de l'Outre-mer et le Cirad. Technical report.
- [86] FNDAE (1993). Lutte contre les odeurs des stations d'épuration. Technical report, Fonds National pour le Développement des Adductions d'Eau. Ministère de l'agriculture et de la pêche.
- [87] Fontelle, J.-P., Chang, J.-P., Vincent, J., André, J.-M., Deflorenne, E., Gavel, A., Jacquier, G., Martin, E., Serveau, L., Taieb, N., Druart, A., Gueguen, C., Jeannot, C., Mathias, E., Vilmain, J.-B., Bort, R., Dulhoste, S., Jabot, J., Kessouar, S., and Nicco, L. (2014). Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France.

- [88] Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, T., Betts, R., Fahey, D., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D. C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., and Van Dorland, R. (2007). Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. In Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. and Miller, H., editors, *Climate Change 2007 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, chapter 2. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- [89] Fraser, E. D. G., Dougill, A. J., Mabee, W. E., Reed, M. S., and McAlpine, P. (2006). Bottom up and top down : Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management*, 78(2) :114–127.
- [90] Frey, C., Penman, J., Hanle, L., Monni, S., and Ogle, S. (2006). Uncertainties. In *IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas inventories . Volume 1 : General Guidance and Reporting*, chapter 3, page 66.
- [91] Frischknecht, R. and Stucki, M. (2010). Scope-dependent modelling of electricity supply in life cycle assessments. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8) :806–816.
- [92] Froger, G. and Méral, P. (2002). Des mécanismes de l'action collective aux perspectives pour les politiques d'environnement. In *Gouvernance 2. Action collective et politique d'environnement*, pages 9–24. Helbing & Lichtenhahn, Bâle, Genève, économie é edition.
- [93] Frosch, R. A. and Gallopoulos, N. E. (1989). Strategies for Manufacturing. *Scientific American*.
- [94] Fuchs, J., Générmont, S., Houot, S., Jardé, É., Mollier, A., Ménasseri, S., Mollier, A., Morel, C., Parnaudeau, V., Pradel, M., and Vieublé, L. (2014). Chapitre 3 : Effets agronomiques attendus de l'épandage des Mafor sur les écosystèmes agricoles et forestiers. In *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier*, chapter 3, pages 364–567.
- [95] Funtowicz, S. O. and Ravetz, J. R. (1993). Science for the post-normal age. *Futures*, 25(7) :739–755.
- [96] Galloway, J. N., Dentener, F. J., Capone, D. G., Boyer, E. W., Howarth, R. W., Seitzinger, S. P., Asner, G. P., Cleveland, C. C., Green, P. A., Holland, E. A., Karl, D. M., Michaels, A. F., Porter, J. H., Townsend, A. R., and Vo, C. J. (2004). Nitrogen cycles : past, present, and future. In *Biogeochemistry*, pages 153–226. Kluwer Academic Publishers.
- [97] Garrigues, E., Corson, M. S., Angers, D. a., van der Werf, H., and Walter, C. (2012). Soil quality in Life Cycle Assessment : Towards development of an indicator. *Ecological Indicators*, 18 :434–442.

- [98] Garrigues, E., Corson, M. S., Angers, D. A., van der Werf, H. M. G., and Walter, C. (2013). Development of a soil compaction indicator in life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(7) :1316–1324.
- [99] Générumont, S. and Cellier, P. (1997). A mechanistic model for estimating ammonia volatilization from slurry applied to bare soil. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88(1-4) :145–167.
- [100] Giddings, B., Hopwood, B., and O'Brien, G. (2002). Environment, economy and society : fitting them together into sustainable development. *Sustainable Development*, 10(4) :187–196.
- [101] Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M. A. J., Schryver, A. D., Struijs, J., and Zelm, R. V. (2013). ReCiPe 2008, A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level, First edition, Report I : Characterisation. Technical report, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Netherland.
- [102] Golev, A., Corder, G. D., and Giurco, D. P. (2014). Barriers to industrial symbiosis : Insights from the use of a maturity grid. *Journal of Industrial Ecology*, 00(0) :1–13.
- [103] Graedel, T. E. (1997). The Grand Objectives : A Framework for Prioritized Grouping of Environmental Concerns in Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 1(2) :51–64.
- [104] Graedel, T. E. (1998). Response to Comments by Paul P. Craig. *Journal of Industrial Ecology*, 2(1) :31–33.
- [105] Graedel, T. E. and Reck, B. K. (2016). Six years of criticality assessments : What have we learned so far ? *Journal of Industrial Ecology*, 20(4) :692–699.
- [106] Grand port maritime de la Réunion (2013). Statistiques des trafics portuaires 2013.
- [107] Guerrin, F. (2007). *Représentation des connaissances pour la décision et pour l'action*. Habilitation à diriger des recherches, Université de la Réunion.
- [108] Guinée, J. B., Gorée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H., de Bruijn, H., van Duin, R., and Huijbregts, M. A. J. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment : Operational Guide to the ISO Standards*. Springer, Dordrecht.
- [109] Guiton, M. and Benetto, E. (2013). Analyse du Cycle de Vie conséquentielle : Identification des conditions de mise en œuvre et des bonnes pratiques. Technical report, SCORE LCA.
- [110] Haes, H. a. U., Joliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Krewitt, W., and Müller-Wenk, R. (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2(2) :167–174.

- [111] Heijungs, R. (1997). *Economic drama and the environmental stage -Formal derivation of algorithmic tools for environmental analysis and decision-support from a unified epistemological principle*. PhD thesis, Rijksuniversiteit Leiden.
- [112] Heijungs, R. (2012). Spatial differentiation, GIS-based regionalization, hyper-regionalization, and the boundaries of LCA. In Ioppolo, G., editor, *Environment and Energy*, pages 165–176. FrancoAngeli, Milano, Italy, 1 edition.
- [113] Heink, U. and Kowarik, I. (2010). What are indicators ? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10(3) :584–593.
- [114] Hénin, S., Monnier, G., and Lucien, T. (1959). Un aspect de la dynamique des matières organiques du sol. *Comptes Rendus Hebdomadaires des Séances de l'Académie des Sciences*, 248 :138–141.
- [115] Henshaw, P., Nicell, J., and Sikdar, A. (2006). Parameters for the assessment of odour impacts on communities. *Atmospheric Environment*, 40(6) :1016–1029.
- [116] Hertwich, E. G., Hammitt, J. K., and Pease, W. S. (2000). A Theoretical Foundation for Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 4(1) :13–28.
- [117] Hofstadter, D. R. (1979). *Gödel, Escher, Bach : An Eternal Golden Braid*. Basic Books.
- [118] Houot, S., Pons, M.-N., Pradel, M., Savini, I., and Tibi, A. (2014). *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier*.
- [119] International Organization for Standardization (2006). Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework.
- [120] IPCC (1996). Volume 2. Module 4 : Agriculture. In *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventory*.
- [121] ISO (2006). NF EN ISO 14040. Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre.
- [122] Itsubo, N. and Inaba, A. (2012). LIME2. Life-cycle Impact assessment Method based on Endpoint modeling. Technical report, Life-Cycle Assessment Society of Japan, Tokyo.
- [123] Jacobsen, N. B. (2006). Industrial symbiosis in Kalundborg, Denmark. *Journal of Industrial Ecology*, 10(1) :239–255.
- [124] Joireman, J. A., Lasane, T. P., Bennett, J., Richards, D., and Solaimani, S. (2001). Integrating social value orientation and the consideration of future consequences within the extended norm activation model of proenvironmental behaviour. *British Journal of Social Psychology*, 40(1) :133–155.



- [125] Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., and Shaked, S. (2010). *Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan*. Presses polytechniques et universitaire romandes.
- [126] Keskitalo, E. C. H. (2004). A framework for multi-level stakeholder studies in response to global change. *Local Environment*, 9(5) :425–435.
- [127] Kijak, R. and Moy, D. (2004). A Decision Support Framework for Sustainable Waste Management. *Journal of Industrial Ecology*, 8(3) :33–50.
- [128] Kirchmann, H. and Bernal, M. P. (1997). Organic waste treatment and C stabilization efficiency. *Soil Biology and Biochemistry*, 29(11-12) :1747–1753.
- [129] Koellner, T., de Baan, L., Beck, T., Brandão, M., Civit, B., Margni, M., i Canals, L. M., Saad, R., de Souza, D. M., and Müller-Wenk, R. (2013). Unep-setac guideline on global land use impact assessment on biodiversity and ecosystem services in lca. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(6) :1188–1202.
- [130] Kovács, A. J. (2012). Capacity and efficiency in small- to medium-sized biodiesel production systems : Increasing profitability through agro-industrial ecology principles. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1) :153–162.
- [131] Laratte, B., Guillaume, B., Kim, J., and Birregah, B. (2014). Modeling cumulative effects in life cycle assessment : The case of fertilizer in wheat production contributing to the global warming potential. *Science of the Total Environment*, 481(1) :588–595.
- [132] Lasco, R., Ogle, S., Raison, J., Verchot, L., Wassmann, R., K.Yagi, Bhattacharya, S., Brenner, J., Partson Daka, J., Gonzalez, S., Krug, T., Li, Y., Martino, D. L., McConkey, B., Smith, P., Tyler, S., and Zhakata, W. (2006). Chapitre 5 : Terres Cultivees. In *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 4 : Agriculture, foresterie et autres affectations des terres.*, chapter 5, pages 1–73.
- [133] Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuriès, L., Chaussod, R., Guillotin, M. L., Linères, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, a., Villette, C., and Houot, S. (2009). Indicator of potential residual carbon in soils after exogenous organic matter application. *European Journal of Soil Science*, 60(2) :297–310.
- [134] Lashermes, G., Nicolardot, B., Parnaudeau, V., Thuri ? ?s, L., Chaussod, R., Guillotin, M. L., Lin ? ?res, M., Mary, B., Metzger, L., Morvan, T., Tricaud, A., Villette, C., and Houot, S. (2010). Typology of exogenous organic matters based on chemical and biochemical composition to predict potential nitrogen mineralization. *Bioresource Technology*, 101(1) :157–164.
- [135] Latour, B. (1993). *We have never been modern*. Harvard University Press.

- [136] Latour, B., Schwartz, C., and Charvolin, F. (1991). Crises des environnements, déficits aux sciences humaines. *Futur Antérieur*, 6 :28–56.
- [137] Le Berre, M. (1995). Territoires. In Antoine Bailly, Robert Ferras, D. P., editor, *Encyclopédie de géographie*, chapter 4, pages 601–622. Economica, Paris, France.
- [138] Leeuwis, C. (2000). Reconceptualizing participation for sustainable rural development : Towards a negotiation approach. *Development and Change*, 31(5) :931–959.
- [139] Lehtoranta, S., Nissinen, A., Mattila, T., and Melanen, M. (2011). Industrial symbiosis and the policy instruments of sustainable consumption and production. *Journal of Cleaner Production*, 19 :1865–1875.
- [140] Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., and Samson, R. (2012). Biogenic Carbon and Temporary Storage Addressed with Dynamic Life Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 17(1) :1–12.
- [141] Loiseau, E. (2014). *Élaboration d’une démarche d’évaluation environnementale d’un territoire basée sur le cadre méthodologique de l’Analyse du Cycle de Vie (ACV) : application au territoire du Bassin de Thau*. PhD thesis, Montpellier SupAgro.
- [142] Lolive, J. (2010). Mobilisations environnementales. In *Écologies urbaines*, chapter 16, pages 276–301. Economica, Paris.
- [143] Lombardi, D. and Laybourn, P. (2007). Industrial symbiosis in action. Report on the third international industrial symbiosis research symposium, Birmingham, England, August 5–6, 2006. Technical report, Yale School of Forestry & Environmental Studies, New Haven, Connecticut.
- [144] Lombardi, D. R., Lyons, D., Shi, H., and Agarwal, A. (2012). Industrial Symbiosis - Testing the Boundaries and Advancing Knowledge. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1) :2–7.
- [145] Lopez-Ridaura, S., van der Werf, H., Paillat, J.-M., and Le Bris, B. (2009). Environmental evaluation of transfer and treatment of excess pig slurry by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 90(2) :1296 – 1304.
- [146] Marchand, M., Aissani, L., Mallard, P., Béline, F., and Réveret, J.-P. (2012). Odour and Life Cycle Assessment (LCA) in Waste Management : A Local Assessment Proposal. *Waste and Biomass Valorization*.
- [147] Maris, V. (2010). *Philosophie de la biodiversité, Petite éthique pour une nature en péril*. Buchet/Chastel.
- [148] Marradi, A. (1990). Classification, typology, taxonomy. *Quality & Quantity*, 24 :129–157.

- [149] Martin, M. (2015). Quantifying the Environmental Performance of an Industrial Symbiosis Network of Biofuel Producers. *Journal of Cleaner Production*, 102 :202–212.
- [150] Martin, M., Svensson, N., and Eklund, M. (2015). Who gets the benefits? An approach for assessing the environmental performance of industrial symbiosis. *Journal of Cleaner Production*, 98 :263–271.
- [151] Matos, S. and Hall, J. (2007). Integrating sustainable development in the supply chain : The case of life cycle assessment in oil and gas and agricultural biotechnology. *Journal of Operations Management*, 25(6) :1083–1102.
- [152] Mattila, T., Lehtoranta, S., Sokka, L., Melanen, M., and Nissinen, A. (2012). Methodological Aspects of Applying Life Cycle Assessment to Industrial Symbioses. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1) :51–60.
- [153] Merly, C. (2008). Etude bibliographique sur les indicateurs de l'Ecologie Industrielle - Étude réalisée dans le cadre de l'atelier D du groupe de travail ARPEGE - BRGM-/RP-56698. Technical report.
- [154] Meteotest (2013). Sichtbarkeit von Windenergieanlagen. Sichtbarkeitsanalysen für Windpark-Planungsgebiete (Schwerpunkt Kanton VD).
- [155] Milà i Canals, L., Bauer, C., Depestele, J., Dubreuil, A., Freiermuth Knuchel, R., Gaillard, G., Michelsen, O., Müller-Wenk, R., and Rydgren, B. (2006). Key Elements in a Framework for Land Use Impact Assessment Within LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(1) :5–15.
- [156] Millennium Ecosystem Assessment (2005a). Ecosystems and Human Well-being : Biodiversity Synthesis. Technical report, World Resources Institute, Washington D.C.
- [157] Millennium Ecosystem Assessment (2005b). Ecosystems and Human Well-being : Synthesis. Technical report, World Resources Institute, Washington D.C.
- [158] Moine, A. (2006). Le territoire comme un système complexe : un concept opératoire pour l'aménagement et la géographie. *L'Espace géographique*, 35 :115–132.
- [159] Mondini, C., Cayuela, M. L., Sinicco, T., Cordaro, F., Roig, a., and Sánchez-Monedero, M. a. (2007). Greenhouse gas emissions and carbon sink capacity of amended soils evaluated under laboratory conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(6) :1366–1374.
- [160] Morais, T. G., Domingos, T., and Teixeira, R. F. M. (2016). A spatially explicit life cycle assessment midpoint indicator for soil quality in the european union using soil organic carbon. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 21(8) :1076–1091.

- [161] Morel, V., Deboudt, P., Deldrève, V., Longuépée, J., Maillefert, M., Masson, É., Meur-Férec, C., Petit, O., and Zuindeau, B. (2010). Les risques environnementaux : lectures disciplinaires et champs de recherche interdisciplinaires. In *Risque environnemental et action collective - Application aux risques industriels et d'érosion côtière dans le Pas-de-Calais*, Sciences du risque et du danger, série Références, chapter 1, pages 7–30. Lavoisier, Paris, France.
- [162] Moriguchi, Y. (2007). Material flow indicators to measure progress toward a sound material-cycle society. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 9(2) :112–120.
- [163] Morin, E. (1977). La Nature de la Nature. In *La méthode*. Éditions d'édition.
- [164] Morin, E. (1994). Sur l'interdisciplinarité. *Bulletin Interactif du Centre International de Recherches et Études transdisciplinaires*, 2.
- [165] Morvan, T. and Leterme, P. (2001). Vers une précision opérationnelle des flux d'azote résultant de l'épandage de lisier : paramétrage d'un modèle dynamique de Simulation des transformations de l'azote des lisiers (STAL). *Ingénierie EAT*, pages 17–26.
- [166] Mulder, I. (2000). Soil Fertility : QUEFTS and Farmers' Perceptions.
- [167] Mutel, C. L., Pfister, S., and Hellweg, S. (2012). GIS-based regionalized life cycle assessment : how big is small enough ? Methodology and case study of electricity generation. *Environmental science & technology*, 46(2) :1096–103.
- [168] Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestad, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., Zhan, H., and Zhang, H. (2013a). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of*, chapter 8, pages 659–740. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.
- [169] Myhre, G., Shindell, D., Bréon, F.-M., Collins, W., Fuglestad, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J.-F., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., Zhan, H., and Zhang, H. (2013b). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. Supplementary Material. In *Climate Change 2013 : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change : The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of*, chapter 8SM, pages 1–44. Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.
- [170] Nandy, T., Shastri, S., and Kaul, S. (2002). Wastewater management in a cane molasses distillery involving bioresource recovery. *Journal of Environmental Management*, 65(1) :25–38.

- [171] Nemecek, T. and Schnetzer, J. (2012). Methods of assessment of direct field emissions for LCIs of agricultural production systems. Technical Report 15, Agroscope Reckenholz-Tänikon, Zurich.
- [172] Nikolić, I. (2009). *Co-Evolutionary Method For Modelling Large Scale Socio-Technical Systems Evolution*. Phd. thesis, Technische Universiteit Delft.
- [173] Norton, B. G. (1984). Environmental Ethics and Weak Anthropocentrism. *Environmental Ethics*, 6(2) :131–148.
- [174] Norton, B. G. (2008). Beyond positivist ecology : toward an integrated ecological ethics. *Science and engineering ethics*, 14(4) :581–92.
- [175] Norton, B. G. and Noonan, D. (2007). Ecology and valuation : Big changes needed. *Ecological Economics*, 63(4) :664–675.
- [176] November, V. (2004). Being close to risk. From proximity to connexity. *International Journal of Sustainable Development*, 7(3) :273–286.
- [177] Oberholzer, H.-R., Weisskopf, P., Gaillard, G., Weiss, F., and Freiermuth Knuchel, R. (2006). Methode zur Beurteilung der Wirkungen landwirtschaftlicher Bewirtschaftung auf die Bodenqualität in Ökobilanzen - SALCA-SQ. Technical report, Agroscope FAL Reckenholz.
- [178] Odenbaugh, J. (2008). Ecology and the Inescapability of Values. *Science and Engineering Ethics*, 14(4) :593–596.
- [179] Office de l'eau Réunion (2014). Chroniques de l'eau Réunion. Technical report.
- [180] ORÉE (2011). COMETHE - Conception d'outils méthodologiques et d'évaluation pour l'écologie industrielle.
- [181] ORÉE (2014). Recueil des démarches d'écologie industrielle et territoriale.
- [182] Oudart, D. (2014). *Modélisation de la stabilisation de la matière organique et des émissions gazeuses au cours du compostage d'effluents d'élevage*. PhD thesis, Université de Toulouse.
- [183] Oustrière, N., Lahbib-Burchard, T., Doelsch, E., Feder, F., Wassenaar, T., and Bravin, M. N. (2013). Predictive modelling of the long-term accumulation of trace metals in tropical soils amended with organic wastes - fields trail validation. In *15th International conference of the Research Network on Recycling of Agricultural and Industrial Residues in Agriculture*, Versailles.
- [184] Pagni, O. (2014). *Économie du développement durable et politiques publiques d'énergies en Europe : de l'étude des paradigmes à une évaluation multicritère appliquée aux scénarios d'avenirs énergétiques en Corse*. PhD thesis, Université de Corse-Pascal Paoli.

- [185] Paillat, J. M. (2011). *Relation agriculture-élevage. Combinaison d'approches analytiques et systémiques*. Habilitation à diriger des recherches, Université de la Réunion.
- [186] Pansu, M. and Thuriès, L. (2003). Kinetics of C and N mineralization, N immobilization and N volatilization of organic inputs in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 35(1) :37–48.
- [187] Paquin, R. L. and Howard-Grenville, J. (2011). Facilitating regional industrial symbiosis : Network growth in the UK's National Industrial Symbiosis Programme. In Boons, F. and Howard-Grenville, J., editors, *The Social Embeddedness of Industrial Ecology*, chapter 5, pages 103–127. Edward Elgar Publishing, London, UK.
- [188] Paquin, R. L. and Howard-Grenville, J. (2012). The Evolution of Facilitated Industrial Symbiosis. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1) :83–93.
- [189] Peigné, J. and Girardin, P. (2004). Environmental impacts of farm-scale composting practices. *Water, Air, and Soil Pollution*, 153(1-4) :45–68.
- [190] Peltre, C., Christensen, B. T., Dragon, S., Icard, C., Kätterer, T., and Houot, S. (2012). RothC simulation of carbon accumulation in soil after repeated application of widely different organic amendments. *Soil Biology and Biochemistry*, 52 :49–60.
- [191] Pennington, D. W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., Rydberg, T., and Rebitzer, G. (2004). Life cycle assessment part 2 : current impact assessment practice. *Environment international*, 30(5) :721–39.
- [192] Pingault, N. and Préault, B. (2007). Indicateurs de développement durable : un outil de diagnostic et d'aide à la décision.
- [193] Pottiez, E., Lescoat, P., and Bouvarel, I. (2012). AVIBIO : a method to assess the sustainability of the organic poultry industry. *The 10th European IFSA Symposium : Producing and reproducing farming systems. New modes of organization for sustainable food systems of tomorrow*.
- [194] pour un monde responsable et solidaire, A. (1999). Présentation d'une proposition d'une Charte des Responsabilités humaines. Technical report, Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique.
- [195] Pouzet, D., Chabalier, P.-F., and Legier, P. (1998). Fertilité des sols et conseil en fertilisation - Système expert d'interprétation des analyses chimiques des sols réunionnais.
- [196] Préfecture de la région Réunion (2008). Plan de Prévention des Risques Technologiques.
- [197] Queste, J. and Wassenaar, T. (2016). A stakeholder matrix to co-design plausible solutions : A dialogue protocol for adaptive co-management. *Journal of Environmental Management (submitted)*.

- [198] Rabetokotany Rarivoson, N. V. (2013). *Matières organiques exogènes issues de l'élevage et de la ville en milieu tropical : apport de la spectrométrie proche infrarouge pour leur orientation d'usage agronomique et/ou énergétique*. Thèse de doctorat, Université de La Réunion, Université d'Antananarivo.
- [199] Reed, M. S., Fraser, E. D. G., and Dougill, A. J. (2006). An adaptive learning process for developing and applying sustainability indicators with local communities. *Ecological Economics*, 59(4) :406–418.
- [200] Reed, M. S., Graves, A., Dandy, N., Posthumus, H., Hubacek, K., Morris, J., Prell, C., Quinn, C. H., and Stringer, L. C. (2008). Who's in and why? A typology of stakeholder analysis methods for natural resource management. *Journal of environmental management*, 90(5) :1933–49.
- [201] Rees, W. E. (1992). Ecological footprints and appropriated carrying capacity : what urban economics leaves out. *Environment and Urbanization*, 4(2) :121–130.
- [202] Rey-Valette, H., Clément, O., Aubin, J., Mathé, S., Chia, E., Legendre, M., Caruso, D., Mikolasek, O., Blancheton, J.-P., Slembrouck, J., Baruthio, A., René, F., Levang, P., Morissens, P., and Lazard, J. (2008). *Guide de co-construction d'indicateurs de développement durable en aquaculture*. Cirad, Ifremer, INRA, IRD, Université Montpellier 1.
- [203] Richardson, A. W. (2006). The many unities of science. In Kellert, S. H., Longino, H. E., and Waters, C. K., editors, *Scientific Pluralism, Volume 19*, chapter 1, page 248. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- [204] Richner, W., Oberholzer, H.-r., Freiermuth, R., Huguenin, O., Ott, S., and Nemecek, T. (2014). Modell zur Beurteilung der Nitrat- auswaschung in Ökobilanzen - SALCA-NO<sub>3</sub>. *Agroscope*, (5).
- [205] Rigolot, C., Espagnol, S., Robin, P., Hassouna, M., Béline, F., Paillat, J. M., and Dourmad, J.-Y. (2010). Modelling of manure production by pigs and NH<sub>3</sub>, N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions. Part II : effect of animal housing, manure storage and treatment practices. *Animal : an international journal of animal bioscience*, 4(8) :1413–24.
- [206] Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Gold, L. S., Huijbregts, M. A. J., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., Larsen, H. F., MacLeod, M., Margni, M., McKone, T. E., Payet, J., Schuhmacher, M., Meent, D., Hauschild, M. Z., van De Meent, D., and Hauschild, M. Z. (2008). USEtox - the UNEP-SETAC toxicity model : recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(7) :532–546.
- [207] Sánchez, A., Artola, A., Font, X., Gea, T., Barrena, R., Gabriel, D., Sánchez-Monedero, A. M., Asunción, R., Cayuela, M. L., and Mondini, C. (2015). Greenhouse gas emissions from organic waste composting. *Environmental chemistry letters*, 13(3) :223–238.

- [208] Sauvé, S., Hendershot, W., and Allen, H. E. (2000). Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils : dependence on ph, total metal burden, and organic matter. *Environmental Science & Technology*, 34(7) :1125–1131.
- [209] Schlesinger, W. H. (2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(1) :203–208.
- [210] Schumacher, E. F. (1973). *Small is beautiful - a study of economics as if people mattered*. HarperCollins.
- [211] Seager, T. P. and Theis, T. L. (2002). A uniform definition and quantitative basis for industrial ecology. *Journal of Cleaner Production*, 10(3) :225–235.
- [212] Sebillotte, M. (1989). Fertilité et systèmes de production. Essai de problématique générale. In Sebillotte, M., editor, *Fertilité et systèmes de production*, chapter 1. INRA, Paris, France, écologie e edition.
- [213] Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Hailemariam, K., and Stuber, N. (2005). Alternatives to the Global Warming Potential for Comparing Climate Impacts of Emissions of Greenhouse Gases. *Climatic Change*, 68(3) :281–302.
- [214] Siebert, H. (2008). *Economics of the Environment. Theory and Policy*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, seventh ed edition.
- [215] Smeets, E. and Weterings, R. (1999). Environmental indicators : Typology and overview. Technical Report 25, European Environment Agency, technical report no. 25, Copenhagen.
- [216] Sommer, S. G., Générmont, S., Cellier, P., Hutchings, N. J., Olesen, J. E., and Morvan, T. (2003). Processes controlling ammonia emission from livestock slurry in the field. *European Journal of Agronomy*, 19(4) :465–486.
- [217] Sommer, S. G. and Hutchings, N. J. (2001). Ammonia emission from field applied manure and its reduction - Invited paper. *European Journal of Agronomy*, 15(1) :1–15.
- [218] Spielmann, M., Bauer, C., Dones, R., and Tuchschild, M. (2007). Transport Services. ecoinvent report No. 14. Technical report, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf.
- [219] Strathman, A., Gleicher, F., Boninger, D. S., and Edwards, C. S. (1994). The consideration of future consequences : Weighing immediate and distant outcomes of behavior. *Journal of Personality and Social Psychology*, 66(4) :742–752.
- [220] Svarstad, H., Petersen, L. K., Rothman, D., Siepel, H., and Wätzold, F. (2008). Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. *Land Use Policy*, 25(1) :116–125.
- [221] Theys, J. (2010). Trois conceptions irréductibles de l’environnement. In *Écologies urbaines*, chapter 2, pages 15–38. Economica, Paris.



- [222] Thorman, R. E., Hansen, M. N., Misselbrook, T. H., and Sommer, S. G. (2008). Algorithm for estimating the crop height effect on ammonia emission from slurry applied to cereal fields and grassland. *Agronomy for Sustainable Development*, 28(3) :373–378.
- [223] Udo de Haes, H. (2006). How to approach land use in lcia or, how to avoid the cinderella effect ? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(4) :219–221.
- [224] Udo De Haes, H. a., Heijungs, R., Suh, S., and Huppes, G. (2004). Three Strategies to Overcome the Limitations of Life-Cycle Assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 8(3) :19–32.
- [225] van Zelm, R., Larrey-Lassalle, P., and Roux, P. (2014). Bridging the gap between life cycle inventory and impact assessment for toxicological assessments of pesticides used in crop production. *Chemosphere*, 100 :175 – 181.
- [226] Waldron, C. D., Harnisch, J., Lucon, O., Mckibbon, R. S., Saile, S. B., Wagner, F., and Walsch, M. P. (2006). Chapitre 3 : combustion mobile. In *Lignes directrices 2006 du GIEC pour les inventaires nationaux de gaz à effet de serre. Volume 2 : Énergies*, pages 1–90.
- [227] Wassenaar, T. (2015). Reconsidering Industrial Metabolism : From Analogy to Denoting Actuality. *Journal of Industrial Ecology*, 19(5) :715–727.
- [228] Wassenaar, T., Bravin, M. N., Dumoulin, F., and Doelsch, E. (2014a). Ex-ante fate assessment of trace organic contaminants for decision making : A post-normal estimation for sludge recycling in Reunion. *Journal of environmental management*, 147C :140–151.
- [229] Wassenaar, T., Doelsch, E., Feder, F., Guerrin, F., Paillat, J.-M. J.-M., Thuriès, L., and Saint Macary, H. (2014b). Returning Organic Residues to Agricultural Land (RORAL) - Fuelling the Follow-the-Technology approach. *Agricultural Systems*, 124 :60–69.
- [230] Wassenaar, T. and Jerome, Q. (2014). Compte rendu final du projet GIRO-VAR. Technical report, Ministère de l’Alimentation, de l’Agriculture et de la Pêche.
- [231] Wassenaar, T. and Queste, J. (2015). Co-designing organic residue recycling chains in off-balance regions. In European Society for Agronomy, editor, *5th International Symposium for Farming Systems Design*, Montpellier, France.
- [232] Wassenaar, T., Queste, J., Paillat, J.-M., and Saint Macary, H. (2015). La co-construction de filières de recyclage de résidus organiques à la réunion. *Innovations Agronomiques*, 43 :161 – 175.
- [233] Wegener Sleeswijk, A. and Heijungs, R. (2010). GLOBOX : A spatially differentiated global fate, intake and effect model for toxicity assessment in LCA. *Science of the Total Environment*, 408(14) :2817–2832.

- 
- [234] Weidema, B. P., Ekvall, T., and Heijungs, R. (2009). Guidelines for application of deepened and broadened LCA. Technical Report 037075, Co-ordination Action for innovation in Life-Cycle Analysis for Sustainability (CALCAS).
- [235] White, R. (1994). Preface. In Allenby, B. and Richards, D. J., editors, *The Greening of Industrial Ecosystems*. National Academies Press, Washington, D.C. 1994.
- [236] Zeman, C., Depken, D., and Rich, M. (2002). Research On How the composting Process Impacts Greenhouse Gas Emissions and Global Warming. *Compost Science & Utilization*, 10(1) :72–86.
- [237] Zhou, L., Hu, S. Y., Li, Y., Jin, Y., and Zhang, X. (2012). Modeling and Optimization of a Coal-Chemical Eco-industrial System in China. *Journal of Industrial Ecology*, 16(1) :105–118.
- [238] Zhu, B. (2013). Life cycle assessment and simplified life cycle costing on Industrial Symbiosis. *Master thesis*, (August).

# Résumé

L'usage efficient de matières résiduelles devient essentiel lorsque les ressources se raréfient. Afin de répondre à cette problématique par une approche industrielle, des stratégies à adopter sont plus efficientes lorsqu'elles sont développées à des échelles systémiques, notamment par des symbioses industrielles territoriales (SIT), plutôt qu'à un niveau individuel ou isolé. Un projet de SIT invite ainsi différentes activités économiques présentes sur un territoire à s'engager de manière collective afin de modifier structurellement le métabolisme territorial. Ce type de projet peut être impulsé par des organisations ou individus légitimés par le réseau d'acteurs de la SIT en devenir. Une équipe facilitatrice peut initier la démarche en se basant sur la formulation d'une promesse plausible de bénéfices, progressivement adaptée avec la participation des acteurs qui concourent à la conception, puis l'implémentation des scénarios, dépendamment de leurs "modèles de décision", lesquels incluent entre autres des dimensions environnementales.

Alors que l'évaluation environnementale de produits a fait l'objet d'intenses efforts de développements, la considération concrète de conséquences environnementales de projets de SIT reste très vaguement explorée et l'analyse du cycle de vie (ACV) est présentée comme une méthode de choix pour l'évaluation environnementale de SIT. L'ACV n'intègre cependant ni le caractère subjectif de l'environnement pour appréhender le modèle de décision des acteurs, ni les changements structurels industriels pluriannuels induits par une SIT et leur effets sur l'environnement dans le temps.

Partant de ces constats, et nous basant sur des recherches en sciences sociales, nous proposons une approche de conception anthropocentrée de l'environnement invitant à conceptualiser l'environnement comme un système de relations complexes sujet-objet, et pour lequel nous identifions des éléments clés de représentation de conséquences environnementales. L'identification de ces éléments clés nous a permis de constituer une base logique composée de trois environnements, permettant donc de couvrir la perception de —et donc de considérer conséquences sur— l'environnement du point de vue des acteurs.

Nous présentons une méthode participative qui intègre cette base logique et permet successivement 1) d'identifier les phénomènes environnementaux d'intérêt du projet de SIT, 2) de concevoir des indicateurs afférents au regard des connaissances relatives au territoire dans sa dimension biophysique et des mécanismes biophysiques mis en jeux, 3) d'estimer les conséquences environnementales du projet.

Nous illustrons l'application de ces propositions méthodologiques pour un projet de gestion territorialisée de résidus organiques valorisés en agriculture à la Réunion.

# Summary

Efficient use of by-products is essential as natural resources are increasingly scarce. Industrial strategies to address this issue are more efficient when they are developed on a system-based level, such as with regional industrial symbioses, rather than with individual or isolated approaches.

Regional industrial symbiosis projects involve different industrial activities based on a territory and that are to be engaged collectively in order to make structural changes within the regional metabolism.

This kind of project might be promoted by individuals or organisations legitimated by the whole of industrial symbiosis' actors. A facilitator group initiates the project, catalysing changes, based on a plausible promise of benefits. Those considered changes are gradually adapted and refined by the involved actors. In such a way, plausible benefits must match to their model of choice that comprises environmental, among others, dimensions.

While methods and tools dedicated to environmental assessment of product were developed under strong research effort, the issue of environmental assessment for regional industrial symbioses so far as has been weakly studied. For that purpose Life-cycle assessment (LCA) is presented as an ultimate environmental assessment method. However, LCA was not elaborated in order to account for individual environmental perspective, nor to address structural system changes induced consequently to the implementation of a regional industrial symbiosis nor its temporal effects on the environment, but instead LCA addresses global environmental issues related to a product.

Starting from this analysis, and dealing with outcomes from social sciences, we propose to adopt an anthropocentric conception of the environment, as a system of complex subject-object relationships, for which we identify key elements of the perception of environmental consequences. Those key elements enable to build a logical basis composed of three environments that enable to cover, and thus to consider, actors' perception of environmental consequences related to the project.

We present a participatory method that embeds this logical basis and suggests successively to 1) identify the environmental phenomena of interest related to the project, 2) design corresponding indicators considering concomitantly available data about the biophysical characteristics and scientific knowledge about the impact chains, 3) assess the environmental consequences.

We illustrate the method and its epistemological foundations with a case study: a project that aims to recycle organic residues in agriculture in Réunion Island.